Ökologische Untersuchungen zum Verhalten von ^{55}Fe in Pflanzen, insbesondere Flechten, sowie in Fleisch von Rind und Wild

Friedrich Barwinek

1972

Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41546014_0096

Aus dem Lehrstuhl für Hygiene und Technologie
der Lebensmittel tierischen Ursprungs
der Tierärztlichen Fakultät der Universität München

Vorstand: Prof. Dr. Dr. h.c. L. Kotter

ÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN ZUM VERHALTEN VON ^{55}Fe IN PFLANZEN, INSBESONDERE FLECHTEN, SOWIE IN FLEISCH VON RIND UND WILD

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
der Tierärztlichen Fakultät der Ludwig-Maximilian-Universität
München

von

Friedrich Barwinek

aus

Brünn

München 1972

Gedruckt mit Genehmigung der Tierärztlichen Fakultät
der Universität München

Dekan: Prof. Dr. J. Boessneck

Referent: Prof. Dr. Dr. h.c. L. Kotter und
Priv. Doz. Dr. W. Kreuzer

Korreferent: Priv. Doz. Dr. M. J. Forstner

Tag der Promotion: 11. Februar 1972

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

INHALTSVERZEICHNIS

A. Problemstellung 1

B. Literatur 3

1. Allgemeines über die Biologie des stabilen Eisens 3

2. Entstehung und Zerfall von ^{55}Fe 5

3. Biozyklus von ^{55}Fe 7

a) Eintritt von ^{55}Fe in die Umwelt 7

b) ^{55}Fe im Meer und in marinen Nahrungsketten 1o

c) ^{55}Fe in der terrestrischen Umwelt und in terrestrischen Nahrungsketten 14

d) ^{55}Fe im Menschen 26

4. Bestimmungsmethoden für ^{55}Fe in biologischem Material 31

C. Eigene Untersuchungen 34

I. Untersuchungsmaterial und Probennahme 34

1. Untersuchungsmaterial 34

2. Probennahme 36

II. Veraschung 46

1. Naßveraschung von Flechten mit HNO_3 und $HClO_4$ 46

2. Trockenveraschung von Flechten und Vergleich der Trockenveraschung mit der Naßveraschung bei Verwendung verschiedener Lösungsverfahren für die Trockenasche 48

3. Feststellung der Flüchtigkeit von Eisen bei der Trockenveraschung unter Abrauchen des Silikatrückstandes mit Flußsäure 51

4. Kaltveraschung von Flechten mit aktiviertem Sauerstoff 52

5. Naßveraschung von Fleisch mit HNO_3 und H_2O_2 53

6. Zusammenfassende Betrachtung der verschiedenen geprüften Veraschungsmethoden 55

7. Arbeitsvorschriften für die Veraschung 56

a) Naßveraschung des pflanzlichen Untersuchungsmaterials mit HNO_3 und $HClO_4$ 56

b) Naßveraschung der Fleischproben mit HNO_3 und H_2O_2 57

III. Gesamteisenbestimmung 58

1. Herstellung der Eisenstandardlösungen 58

2. kolorimetrische Bestimmung des Eisens mit Sulfosalizylsäure (SSS) 58

a) Kolorimetrie im alkalischen Bereich 58

a_1 Manuelle Ausführung 58

a_2 Kolorimetrische Eisenbestimmung mit dem Auto-Analyzer und dem Spektralphotometer Cary 14 6o

a_3 Einfluß evtl. Störfaktoren auf die Eisenbestimmung mit SSS im alkalischen Bereich 61

b) Kolorimetrie mit SSS im sauren Bereich 65

3. Eisenbestimmung durch Atom-Absorption (mit Auto-Analyzer) 65

4. Vergleich der Eisenbestimmungsmethoden 7o

IV. Abtrennung des Eisens für die ^{55}Fe-Bestimmung 73

V. Herstellung der Meßpräparate 74

VI. ^{55}Fe-Aktivitätsmessung 77

1. Geräte 77

2. Eichung der Meßanordnung 78

3. Bestimmung der Nachweisempfindlichkeit 78

4. Errechnung der Nachweisgrenze 8o

5. Messung des Präparates im Proportionalzählrohr 8o

6. Berechnung der Aktivität der Probe 81

VII. Prüfung der Genauigkeit des Analysenganges und der Aktivitätsmessung 82

D. Ergebnisse und Besprechung der Ergebnisse 84

E. Diskussion 121

F. Zusammenfassung 13o

G. Summary 133

H. Literaturverzeichnis 136

A. PROBLEMSTELLUNG

Durch Neutronenaktivierung bei Kernwaffenexplosionen entstehen relativ hohe Aktivitäten des Radioisotopes ^{55}Fe. Sie gelangen über den Fallout in Pflanzen, Tiere und Menschen. Dabei können in bestimmten Ökosystemen und gewissen Nahrungsketten recht hohe ^{55}Fe-Kontaminationen erreicht werden. Insbesondere beim Einsatz taktischer Atomwaffen muß mit einem hohen ^{55}Fe-Anfall gerechnet werden. Aber auch bei Reaktorbetrieb wird ^{55}Fe freigesetzt, ein Gesichtspunkt, der bei der rasch wachsenden Zahl an Reaktoren in den nächsten Jahren besondere Beachtung verdient, da das ^{55}Fe in geringen Mengen mit dem Kühlwasser in die Umwelt gelangt (3, 22, 45). In der BRD rechnet man 198o mit etwa 1oo Reaktoren allein für die Energiegewinnung.

Für viele Organismen ist Eisen ein essentielles Element. Radioisotope verhalten sich bekanntlich chemisch wie ihre stabilen Isotope. Bei einem hohen ^{55}Fe-Angebot in der Nahrung muß deshalb insbesondere in Teilen des Organismus mit hohen Eisengehalten, wie beispielsweise Blut, Knochenmark, Leber und Milz, mit höheren ^{55}Fe-Konzentrationen gerechnet werden. Diesen Organen kommt zudem für die Funktion des Organismus entscheidende Bedeutung zu.

Die Aktivitäten an ^{55}Fe im Fallout übertrafen zeitweilig sogar die an ^{9o}Sr und ^{137}Cs (12). Seit Einstellung der großen Kernwaffentests von 1961-62 war zwar im allgemeinen ein stärkerer Rückgang der ^{55}Fe-Aktivitäten zu beobachten gewesen, doch rechtfertigen jüngste Untersuchungsergebnisse von BEASLEY, HELD und CONRAD (2), die von verhältnismäßig hohen Kontaminationen von Umwelt und Bevölkerung der Rongelapinseln im Pazifik berichten, das Augenmerk, das diesem Sachgebiet gezollt wird.

Es erschienen auch bereits umfangreiche Forschungsergebnisse über das ökologische Verhalten in bestimmten subarktischen und maritimen Ökosystemen. Flechten und Moose erwiesen sich dabei als geeignete Bioindikatoren zur Erforschung der Umweltkontamination. In Deutschland fehlt es jedoch an solchen Untersuchungen.

Im Hinblick auf eine rasche Bestimmung und Einschätzung der ^{55}Fe-Kontamination in unseren Lebensmitteln tierischen Ursprungs erschienen Untersuchungen zur Erfassung des Verhaltens von ^{55}Fe unter mitteleuropäischen Bedingungen vordringlich.

Es interessierten dabei auch Möglichkeiten der Reduzierung bzw. Vermeidung von ^{55}Fe-Kontaminationen durch Fütterungs- und Haltungsmaßnahmen bei unseren Nutz- und Schlachttieren.

Außerdem sollte dabei Aufschluß über eventuelle breitengradabhängige ^{55}Fe-Kontaminationsunterschiede erhalten werden, wie sie für ^{137}Cs festgestellt werden konnten (27), und ferner darüber, ob zwischen der ^{55}Fe-Kontamination von Pflanzen und der Niederschlagsmenge ähnliche Zusammenhänge und Abhängigkeiten bestehen wie bei ^{137}Cs (26).

In der vorliegenden Arbeit sollten diese Faktoren und ihre möglichen Auswirkungen auf die ^{55}Fe-Kontamination unserer Umwelt und letztlich damit auf Nutz- und Schlachttiere sowie Lebensmittel tierischen Ursprungs an Hand der Ermittlung der ^{55}Fe-Kontamination von Flechten der Gattung Cladonia, Subgruppe Cladinae, vorwiegend aus dem süddeutschen Raum, für die BRD untersucht werden.

B. LITERATUR

1. Allgemeines über die Biologie des stabilen Eisens.

Eisen ist mit 5,1 % nach Sauerstoff, Silicium und Aluminium das häufigste Element der Erdkruste. Für Pflanze und Tier stellt Eisen ein lebensnotwendiges Spurenelement dar.

Von Pflanzen wird es in drei- und zweiwertiger Form sowohl über die Wurzeln als auch die Pflanzenoberfläche aufgenommen (75). Bei Flechten und Moosen dominiert die Aufnahme über die Oberfläche, da Flechten nur einen Rhizinenstrang und keine echten Wurzeln haben. Ihm wird von verschiedener Seite jedoch jegliche Resorptionsfunktion abgesprochen bzw. nur eine sehr untergeordnete Rolle zugesprochen (62). Ein gewisser Einfluß des Substrates (Boden, Stein, Rinde) auf die Flechte kann jedoch nicht vollkommen ausgeschlossen werden (34, 35).

Bei Pflanzen mit echten Wurzeln kommt bestimmten Eigenschaften des Bodens für die Resorption von Eisen und anderen Mineralstoffen große Bedeutung zu. So ist bekannt, daß Kalkböden die Eisenaufnahme der Pflanzen durch die Wurzeln erschweren. Untersuchungen, bei denen radioaktiv markiertes Eisen in wasserlöslicher Form dem Boden zugesetzt wurde, zeigten, daß nach einer gewissen Zeit die gemessenen Eisen-Aktivitäten in den Pflanzen geringer waren als die im Boden, während andere markierte Elemente (z.B. Erdalkalimetalle) in den Pflanzen sehr stark konzentriert wurden, andere wiederum überhaupt nicht aufgenommen wurden (4o).

Über Eisenverluste der Pflanzen und Verluste an anderen Nahrungsbestandteilen durch Auslaugen ist verschiedentlich berichtet worden. Verluste durch Tau, Nebel und kontinuierlichen Regen sind erheblicher als nach kurzen, heftigen Niederschlägen. Aus jungen Bohnenblättern wird Eisen jedoch nur schwer ausgewaschen (64). Dagegen weist JAAKKOLA auf relativ starkes Auslaugen von Eisen aus Flechten hin (12).

Tier und Mensch nehmen Eisen nur in zweiwertiger Form auf. Resorptionsort sind vor allem das Duodenum, aber auch Magen und oberes Jejunum. Die Eisenausscheidung stellt bekanntlich eine vom Eisenmangel oder -überschuß unabhängige konstante Größe dar. Der Eisengehalt des Körpers wird dabei im wesentlichen von der Geschwindigkeit der Eisenresorption im Darm bestimmt.

An erwachsenen Männern durchgeführte Bilanzuntersuchungen ergaben eine Deckung des täglichen Eisenbedarfes (ca.1,2 mg), wenn in der Nahrung 1o - 15 mg Eisen vorhanden waren. Daraus errechnete sich eine ungefähr 1o %-ige Resorption des Nahrungseisens. Blutverluste und bestimmte physiologische Bedingungen können den täglichen Eisenbedarf erhöhen. Die Erhöhung bedingt auch höhere Resorptionsraten. Beim Menschen wird der tägliche Mehrbedarf an Eisen während Wachstum und Pubertät sowie bei der Menstruation mit ca. 1 mg, bei Schwangerschaft mit 2,7 mg und während der Laktation mit 1,6 mg angegeben.

Im Urin werden beim Menschen ungefähr o,5 mg/Tag und über die Galle o,5 - o,7 mg/Tag an Eisen ausgeschieden. Dazu addiert sich noch der Eisenverlust durch Zellabschilferungen von Haut und Schleimhaut. Das faecale Eisen repräsentiert nur das unresorbierte Eisen und beträgt je nach Eisengehalt der Nahrung ungefähr 6 - 16 mg.

Die eisenreichsten Organe sind Blut, Leber, Milz und Knochenmark. Der Gesamteisengehalt eines 7o kg schweren Mannes wird mit 3 - 5 g angegeben.

Fe^{++} ist Zentralatom im, für den Sauerstoffhaushalt des Organismus wichtigen, Hämoglobin und Myoglobin. 65 % des Gesamteisengehaltes eines 7o kg schweren Mannes finden sich im Hämoglobin, 5 % im Myoglobin. Als Transportform des Eisens im Körper fungiert das Eisentransferrin (Fe^{+++}), seine Speicherformen sind Ferritin und Hämosiderin (Fe^{+++}) (2o%).

Eisen ist bei Tieren und Pflanzen Bestandteil zahlreicher, insbesondere für die Zellatmung, wichtiger Enzyme, z.B. von Katalase, Peroxydase, Cytochromen und einigen Flavoproteiden. Es wirkt dort als wichtiger Biokatalysator (53, 65, 66).

2. Entstehung und Zerfall von ^{55}Fe

^{55}Fe entsteht im wesentlichen durch Neutroneneinfang der stabilen Eisenisotope ^{54}Fe und ^{56}Fe. Ersteres kommt in der Natur zu 5,9 %, letzteres zu 91,6 % vor. ^{55}Fe entsteht hauptsächlich durch folgende Reaktionen:

$$^{54}Fe \ (n, \gamma) \longrightarrow {}^{55}Fe$$
$$^{56}Fe \ (n, 2n) \longrightarrow {}^{55}Fe \qquad (33, 76)$$

^{55}Fe zerfällt ausschließlich durch Elektoneneinfang über angeregtes ^{55}Mn zu stabilem ^{55}Mn. Die Zerfallsenergie beträgt o,232 MeV. Für die physikalische Halbwertszeit finden sich unterschiedliche Angaben:

2,4 Jahre (48)
2,6 Jahre (56)
2,7 Jahre (12, 5o, 7o, 76)
2.9 Jahre (1).

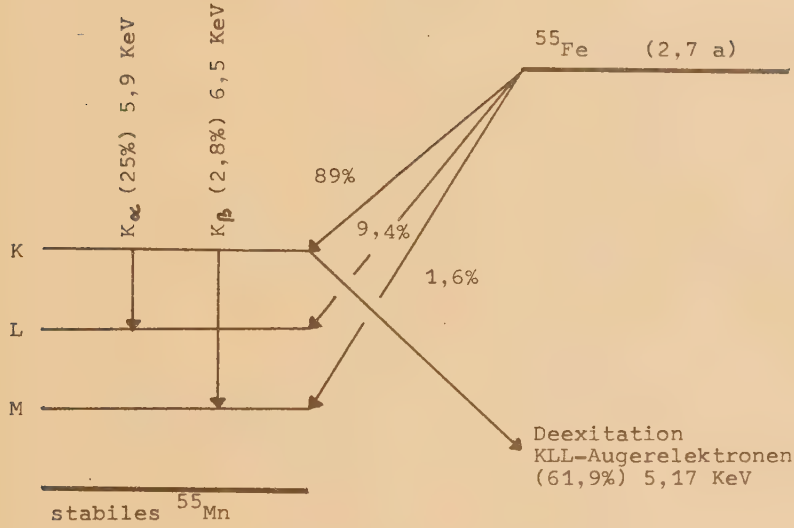
89 % der Zerfälle des ^{55}Fe erfolgen durch K-Einfang, 9,4 % durch L-Einfang und 1,6 % durch M-Einfang. Die Deexitation des angeregten Tochteratoms ^{55}Mn in den Grundzustand erfolgt über die Emission von K_α - und K_β -Röntgen- bzw. KLL-Auger-Elektronen-Strahlung. Die Energie der K_α-Strahlung beträgt 5,9 KeV und macht 25 % der Gesamtzerfälle aus, die der K_β-Strahlung 6,5 KeV. Sie ist nur zu 2,8 % an den Gesamtzerfällen beteiligt.

Die 5,17 KeV-Energie der KLL-Auger-Elektronen-Strahlung trägt zu den Gesamtzerfällen 61,9 % bei (12, 5o, 33, 76).

In vereinfachter Form ist das Zerfallschema von ^{55}Fe in Abbildung 1 dargestellt.

^{59}Fe ist ein weiteres Eisen-Radionuklid. Es entsteht durch Neutroneneinfang aus dem stabilen Isotop ^{58}Fe, das im natürlichen Isotopengemisch nur zu o,33 % vorkommt, nach dem Schema $^{58}Fe \ (n, \gamma) \ ^{59}Fe$. Bei einer γ-Strahlung von 1,1o MeV und 1,29 MeV und einer Halbwertszeit von nur 45 Tagen (33, 76) spielt es im Biozyklus kaum eine Rolle.

Abbildung 1: Zerfallschema von ^{55}Fe



3. Biozyklus von ^{55}Fe

a) Eintritt von ^{55}Fe in die Umwelt

Neben Spaltprodukten entstehen bei Kernwaffendetonationen unter der Wirkung dabei in großer Zahl freigesetzter Neutronen sogenannte induzierte Radionuklide. Zu diesen zählt auch ^{55}Fe. Stabiles Eisen weist einen hohen Einfangquerschnitt auf. Es ist häufiger Bestandteil des Bombenmaterials und der Umgebung, in der die Bombe gezündet wird. Je höher dort der Eisengehalt und je größer die "Sprengkraft" der Bombe, um so größer ist die gebildete Menge ^{55}Fe. Bei einer Bodendetonation errechnete sich die ^{55}Fe-Gesamtaktivität auf 17,4 Megacurie ^{55}Fe/Megatonne (25).

Ein beträchtlicher Teil des im Feuerball der detonierenden Atomwaffe enthaltenen ^{55}Fe gelangt in die Atomsphäre und wird als lokaler oder troposphärischer Fallout auf der Erdoberfläche abgelagert. Die in die Stratosphäre induzierte ^{55}Fe-Aktivität ist im globalen oder stratosphärischen Fallout enthalten, der die weltweite ^{55}Fe-Kontamination wesentlich bedingt.

Über Höhe der erzeugten ^{55}Fe-Aktivität und ihre Verteilung in den Luftschichten während der ersten größeren nuklearen Testserien von 195o bis 196o ist wenig bekannt (12, 7o).

Ab Februar 1962 wurden dann im "High Altitude Balloon Sampling Program" des HASL (USAEC) (59) die ersten Werte auch über ^{55}Fe in den oberen Schichten der Stratosphäre (24-41 km) zunächst in San Angelo (USA) und Mildura (Australien) gemessen. Später kamen weitere Orte hinzu. Das Programm besteht auch heute noch.

^{55}Fe-Messungen in den unteren Abschnitten der Stratosphäre (12-19 km) liefert seit Januar 68 das "Projekt Airstream" des HASL (USAEC) (28), das sich über die gesamte Länge des amerikanischen Kontinents erstreckt.

In der Stratosphäre der nördlichen Halbkugel ermittelten KREY et. al. im August 1967 eine ^{55}Fe-Kontamination von 23o KCi. Dieser Wert erhöhte sich durch den 6. chinesischen Atombombenversuch vom Juni 1967 um weitere 14o ± 3o KCi ^{55}Fe, d.s. mehr als 6o % (29).

Die Verweildauer des stratosphärischen Fallouts beträgt rund 1 Jahr. Er verursacht in mittleren Breiten der nördlichen Hemisphäre, besonders nach Einbrüchen in die Tropopause im späten Frühjahr, erhöhte Ablagerung an ^{55}Fe (21).

Vermutlich aus den umfangreichen Kernwaffentests von 1961 stammende, größere Mengen ^{55}Fe stellten FEELY und BAZAN (5) in Untersuchungen über die Vertikalverteilung des ^{55}Fe in der Atomsphäre fest. Außerdem ermittelten sie später auch ein bemerkenswertes Ansteigen der ^{55}Fe-Luftaktivitäten durch die 1962 stattgefundenen amerikanischen und russischen Versuchsserien.

Im Regen wurden in den USA die ersten ^{55}Fe-Bestimmungen im April 1962 in Richmont und im Juli 1962 in Westwood durchgeführt (9). Laufende Untersuchungen erfolgten ab Sommer 1963 auch an anderen Stellen der USA (8).

In Europa wurde aus Frankreich über in Gif-sur-Yvette und Toulouse von Juli 1961 bis Ende 1965 vorgenommenen ^{55}Fe-Bestimmungen in den monatlichen Niederschlägen berichtet (1o).

Das Auswaschen des Fallouts aus der Troposphäre, für dessen Verweildauer als ungefähre Halbwertszeit 3o Tage angegeben werden, vollzog sich innerhalb weniger Wochen. In die Troposphäre gelangtes radioaktives Material in 75°N 55°O, bzw. 52°N, 78°W gezündeter russischer Kernwaffen bewegte sich in westöstlicher Richtung. Es lagerte sich in nördlichen und mittleren Breiten ab (21). JENNINGS (23) vermutet, daß dieser Fallout einen engen Gürtel innerhalb dieser Breiten kontaminierte. Er wird von ihm als hauptverantwortlich für das Vorkommen von ^{55}Fe in der nördlichen Hemisphäre angesehen. Die amerikanischen Versuche trugen dazu nicht nennenswert bei.

Das Gros der bisher festgestellten ^{55}Fe-Aktivitäten entstammt den 1961/62 durchgeführten Kernwaffenexperimenten. Viele Autoren setzten deshalb als Stichtag für das Eintreten des ^{55}Fe in die Umwelt den 15. Oktober 1961 fest.

Mit der Ablagerung von Radioisotopen auf dem Boden und im Wasser beginnt ihre Integration in den Biozyklus. Für die Aufnahme und den Verbleib von Radioisotopen im lebenden Organismus sind eine Reihe von Faktoren bestimmend. Erwähnt werden müssen vor allem

a) die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Radioelements und mit ihm vergesellschafteter inaktiver Elemente,
b) der Grad der Verdünnung des Radionuklids durch das entsprechende stabile bzw. durch chemisch näher verwandte Elemente,
c) das Ausmaß, in welchem der Organismus das Radionuklid absorbiert und selektiv aufnimmt,
c) schließlich seine biolpgische Halbwertszeit (38).

Eisen ist für Lebewesen essentiell. Da der Organismus zwischen stabilem Element und dessen Isotopen nicht unterscheidet. wird das Radionuklid ^{55}Fe ebenso aufgenommen wie stabile Eisenisotope. Die ^{55}Fe-Aufnahme ist umso höher je größer das Verhältnis von ^{55}Fe zu stabilem Eisen in der Nahrung ist. Sie erhöht sich außerdem bei hohem Eisenbedarf des Organismus. Es gibt Lebewesen, die auf Grund von Exposition und Lebensweise ^{55}Fe beträchtlich anreichern und z.T. in Nahrungsmittel des Menschen einschleusen.

b) ^{55}Fe im Meer und in marinen Nahrungsketten

Das Verhalten von ^{55}Fe im Meer und seinen Organismen ist bisher am intensivsten untersucht worden. Wegen des Fehlens adäquater terrestrischer Untersuchungen muß etwas mehr auf sie eingegangen werden. Marine Nahrungsketten reichern ^{55}Fe mit hohen Konzentrationsfaktoren am effektivsten in tierischen Nahrungsmitteln an.

Da Meerestiere auch in der Tierernährung, beispielsweise als protein- und fettreiche Konzentrate eingesetzt werden, verdienen die ^{55}Fe-Gehalte solcher Futtermittel ebenfalls Interesse. Fischmehlproben atlantischen Ursprungs enthielten beispielsweise 1965 - 66 o,1 bis 4,8 nCi ^{55}Fe/kg Fischmehl (24).

Meerwasser enthält mit o,o1 mg/l (offenes Meer) bis o,1 mg/l (z.B. die landnahe flache Nordsee) (54) sehr geringe Konzentrationen an stabilem Eisen. Gleichwohl stellt Eisen das in der Meeresbiosphäre am häufigsten vorkommende Schwermetall dar (56). Angaben zum chemophysikalischen Status des Eisens im Meer sind unklar (21, 23). Einig scheint man sich jedoch darüber zu sein, daß nur ein geringer Teil des stabilen, partikulären sowie des kolloidalen Eisens im Meer für pflanzliche und tierische Organismen verwertbar ist. Dagegen liegt das ^{55}Fe-Falloutnuklid offensichtlich in einer Form vor, die für Organismen leichter verwertbar ist als originäres Meereseisen. Ein relativ hohes Verhältnis von aktivem zu inaktivem Eisen im Meerwasser sowie die bessere Verwertbarkeit des Falloutnuklids durch Meeresorganismen bilden anscheinend die Voraussetzung für die hohen ^{55}Fe-Konzentrationen, die in diesen gefunden werden. Bei Untersuchungen an der Gezeitenmündung des Columbiaflusses wurden in Oberflächenorganismen des offenen Meeres mit wachsender Entfernung zur an stabilem Eisen reichen Flußmündung steigende Konzentrationen an ^{55}Fe beobachtet (22).

SAIKI (58) fand mit 5 nCi/g im Oktober 1956 in Thunfischleber aus dem Pazifik schon beachtliche ^{55}Fe-Aktivitäten.

In den 5o-er Jahren untersuchte LOWMAN (37, 38) im Zentralpazifik die Nahrungsketten Plankton-omnivorer Fisch- karnivorer Fisch, sowie Plankton-Seevogel bzw. Plankton-omnivorer Fisch-Seevogel. Er stellte dabei fest, daß in ihnen neben Isotopen von Zink, Kobalt und Mangan am stärksten radioaktives Eisen angereichert wurde. Eine Ausnahme machten Seevögel, die sich vorwiegend von omnivoren Fischen ernähren. Bei ähnlichen Untersuchungen fand WELANDER (68) 1964 im Testgelände der Eniwetok- und Bikini-Atolle ebenfalls progressive Anreicherungen. Die durchschnittlichen Höchstwerte hatten in der Leber omnivorer Fische o,44 nCi/g Trockensubstanz und 3oo nCi/g Trockensubstanz in der Leber fleischfressender Fische betragen.

1965 von PALMER und BEASLEY (45, 46) durchgeführte Untersuchungen ergaben in Crustaceen und Mollusken, mit Ausnahme der Entenmuschel (14o nCi/kg), sehr niedrige ^{55}Fe-Aktivitäten. Auf derartige Nahrung spezialisierte Meeressäuger, wie Seehund und Walroß, zeigten ebenfalls nur niedrige ^{55}Fe-Kontaminationen. Phytoplankton, Zooplankton und Tintenfische wiesen ^{55}Fe-Aktivitäten von o,5 bis 1,5 nCi/kg auf, Heringe von 1,o bis 15 nCi/kg.

Langsam wachsende Seefische, mit geringem Eisenbedarf, waren weniger ^{55}Fe- kontaminiert als schnell wachsende, wie Makrele, Makrelenhecht, Thunfisch oder Lachs. In der Leber eines in Kotzebue (Alaska) gefangenen Lachses wurden ^{55}Fe-Aktivitäten von fast 2ooo nCi/kg Frischgewicht ermittelt (46).

Ebenfalls dort gefangene Thunfische und Lachse enthielten 1965 1oo-2oo mal mehr ^{55}Fe als Thunfischproben aus dem Pazifik (38, 56, 63). Die in Thunfisch und Lachs ermittelten ^{55}Fe-Gehalte (45, 46, 19, 21) lagen um den Faktor 3oo höher als ^{55}Fe-Werte in Rindern aus New Jersey (48) und übertrafen die ^{55}Fe-Kontamination von Caribous (48) um den Faktor 3 bzw. die von europäischen Rentieren (Lappland) (12, 5o) um das 1,5-fache.

Ferner wurde in Thunfischen aus den Ozeanen der Nordhalbkugel mehr ^{55}Fe gefunden, als in solchen aus Meeren der Südhalbkugel. Die ^{55}Fe-Kontamination von Thunfischen pazifischer Gewässer lag höher als bei Proben des gleichen Breitengrades aus dem Atlantik (46).

Die Abhängigkeit der ^{55}Fe-Kontamination der Thunfische vom Breitengrad konnte auch beim Lachs nachgewiesen werden (19, 21). JENNINGS (23) fand dabei 1968 in Alaska eine maximale spezifische Aktivität von 28,7 nCi ^{55}Fe/mg stabilen Eisens.Dieser Wert liegt um den Faktor $1o^4$ über der spezifischen Aktivität des Meerwassers.

Ähnliches beobachtete 1969 PRESTON (54) auch für den Dorsch im atlantischen Ozean. Dorsche arktischer Herkunft enthielten durchschnittlich 9o pCi ^{55}Fe/mg stabilen Eisens, solche mittlerer Breiten des Atlantiks dagegen nur 15 pCi/mg.

In den letzten Jahren zeigten die ^{55}Fe-Konzentrationen in Meeresorganismen rückläufige Tendenz. An Hand von Untersuchungen beim Lachs noramerikanischer Küsten (19, 48, 23) konnte ein rascheres Absinken der ^{55}Fe-Aktivitäten im Fisch als im Fallout festgestellt werden.

JENNINGS (23) errechnete beim Lachs als effektive Halbwertszeit 11 Monate.

Es wird vermutet, daß ^{55}Fe in der Biosphäre des Meeres einem schnellen Umsatz unterworfen ist. Außerdem scheint es relativ unverwertbar für eine Wiederaufnahme in den Biozyklus zu sein und im Detritus in größere Tiefen abzusinken (31). Eine andere Annahme stützt sich auf die verminderte Aufnahmefähigkeit in der Stratosphäre gealterter Eisen-Isotope durch biologisches Material (21).

Über den ^{55}Fe-Gehalt von Süßwasser gibt PALMER und BEASLEY einen Wert von o,5 pCi/l für den Columbiafluß an (45); in diesen Fluß wird Kühlwasser einiger Reaktoren eingeleitet.

JAAKKOLA (11) gibt für 1965 o,69 und o,31 pCi/l Wasser zweier finnischer Seen an. Darüberhinaus untersuchte er mehrere Blut- und Leberproben von verschiedenen Süßwasserfischen, wobei Gehalte von 3,5 nCi/kg (Plötzenleber) und 49,8 nCi/kg (Leber der Gebirgsforelle) gefunden wurden. Weißfischfleisch mit einem Gehalt von o,o31 nCi/kg stellte er im Frühjahr 1966 fest.

c) ^{55}Fe in der terrestrischen Umwelt und in terrestrischen Nahrungsketten

Der Großteil unserer Böden enthält im Gegensatz zum Meerwasser in der Regel größere Mengen an stabilem Eisen. Ihr Isotopen-Verdünnungseffekt ist deshalb wesentlich höher als beim Meerwasser.

In unseren gemäßigten Breiten resultiert die ^{55}Fe-Kontamination relativ schnell wachsender Pflanzen, wie z.B. unserer Futterpflanzen, vorwiegend aus direkt auf ihnen abgelagertem Fallout. Sie beruht nur zu einem geringen Grad aus einer Resorption durch das Wurzelsystem (47). Dies bestätigen u.a. auch Untersuchungen von JAAKKOLA (12) über den ^{55}Fe-Gehalt von Birken-, Weidenblättern und Gras. ^{55}Fe-Maximalwerte wurden bei ihnen bereits Sommer 1963 erreicht (siehe Tabelle 2). Im ersten Jahr nach dem Eintreten von aktiven Strahlern in die Umwelt geben solche Pflanzen die Schwankungen der Fallout-Aktivität sehr gut wieder.

Anders verhalten sich Pflanzen mit extrem langsamem Wachstum, wie Flechten und Moose. Sie akkumulieren einen großen Anteil des Fallouts, darunter auch ^{55}Fe, über Jahre hinweg (47,12,5o).

Von stärkerem Einfluß auf die ^{55}Fe-Kontamination langlebiger Pflanzen erwies sich offensichtlich die Niederschlagsmenge. WOGMAN et. al. (69) fanden 196o in Flechten aus dem Olympic-National-Park (US-Staat Washington) mit jährlichen Niederschlagsmengen von 25oo - 5ooo mm etwa 3-mal höhere ^{55}Fe-Aktivitäten als in Flechten aus dem weit niederschlagsärmeren Alaska. Darüberhinaus stellten sie in Moosen eine 5-mal so hohe ^{55}Fe-Kontamination als in Flechten fest.

Angaben über ^{55}Fe-Gehalte von Flechten sind auch bei JENNINGS (23) zu finden. Zwei Proben der Spezies Cladonia rangiferina vom Anaktuvuk-Paß (Alaska) von 1966 zeigten spezifische Aktivitäten von 1o8 und 68 pCi ^{55}Fe/mg stabilen Eisens, zwei Cladonia alpestris-Proben des gleichen Jahres vom Selawik-Fluß 11o und 115 pCi ^{55}Fe/mg Fe.

1967 wiesen zwei Cladonia alpestris-Proben vom Anaktuwuk-Paß 58 und 59 pCi ^{55}Fe/mg Fe auf und zwei gleichartige Proben vom Selawik-Fluß 126 und 132 pCi ^{55}Fe/mg Fe.

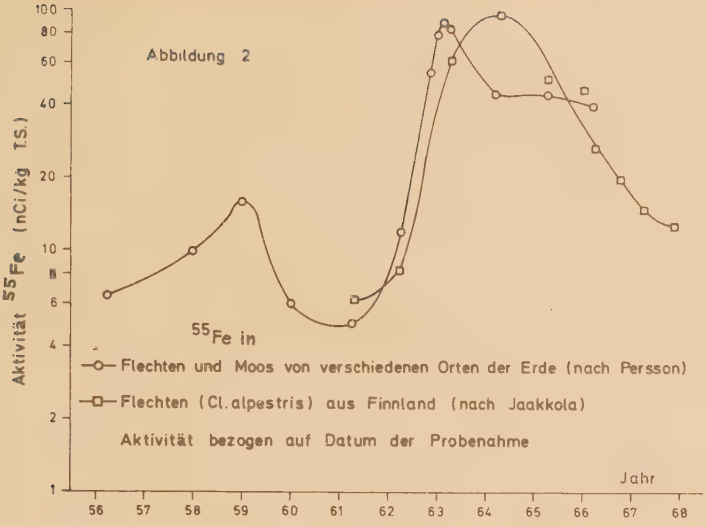
PERSSON (5o)(siehe Abbildung 2) fand bei Untersuchungen von Flechten und Moosen Mitte 1959 mit ca. 16 nCi/kg Trockensubstanz ein Maximum der ^{55}Fe-Kontamination, das auf den ^{55}Fe-Fallout der Jahre nach 195o zurückzuführen ist. Im Herbst 1961 waren die Aktivitäten zwischenzeitlich auf 5 nCi/kg Trockensubstanz abgesunken. Durch die großen Testserien 1961/62 verursachte Maximalwerte von ca. 9o nCi/kg Trockengewicht stellte er im Herbst 1963 fest.

JAAKKOLA (12) ermittelte, ausschließlich in Cladonia alpestris, Maximalwerte von 96,3 nCi/kg Trockensubstanz im Herbst 1964. Gleichsinnig verhielten sich auch die spezifischen Aktivitäten (pCi ^{55}Fe/mg Fe).

JAAKKOLA errechnete außerdem aus der Abnahme der ^{55}Fe-Gehalte in Flechten während der Jahre 1966 - 1968 eine effektive Halbwertszeit von ^{55}Fe in Flechten von 1,4 Jahren bzw. eine biologische HWZ von 2,9 Jahren.

In Cladonia alpestris-Proben, die er in obere, lebende und untere, tote Vegetationsteile trennte, konnte JAAKKOLA 1966 kaum Unterschiede in der spezifischen Aktivität feststellen. Bei Bezug auf 1 kg Flechten-Trockensubstanz enthielten die unteren, toten Vegetationsteile der Flechten 3-mal so viel ^{55}Fe wie die lebenden Flechten-Oberteile. 1968 war die spezifische Aktivität im Unterteil der Flechte doppelt so hoch als im Oberteil. Auf 1 kg Trockensubstanz bezogen betrug das Verhältnis 1 : 4. JAAKKOLA schloß daraus, daß ^{55}Fe relativ rasch aus dem Oberteil ausgelaugt und in dem abgestorbenen Unterteil der Flechte angereichert werden müsse.

Abbildung 2


Aktivität ^{55}Fe (nCi/kg T.S.)
100
80
60
40
20
10
8
6
4
2
1
^{55}Fe in
Flechten und Moos von verschiedenen Orten der Erde (nach Persson)
Flechten (Cl. alpestris) aus Finnland (nach Jaakkola)
Aktivität bezogen auf Datum der Probenahme
Jahr
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68

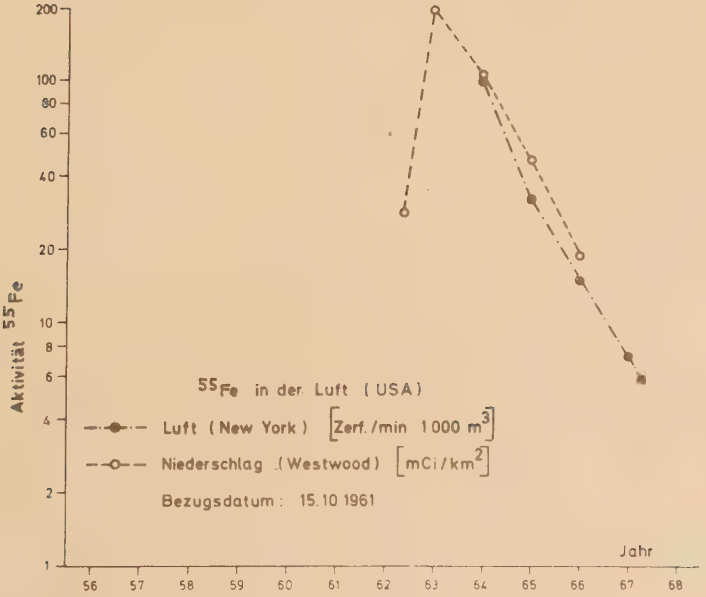

Aktivität ^{55}Fe
200
100
80
60
40
20
10
8
6
4
2
1
^{55}Fe in der Luft (USA)
Luft (New York) [Zerf./min 1000 m^3]
Niederschlag (Westwood) [mCi/km^2]
Bezugsdatum: 15.10 1961
Jahr
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68

Tabelle 1 :Zusammenstellung von Literaturangaben über den ^{55}Fe -Gehalt von Flechten und Moosen

Entnahme-Zeitpunkt	Ort	Probenart	nCi ^{55}Fe/kg Trockens.	Naßg.	Zahl d. Proben	Lit.-stelle
56	Kanada	Cl.rang.	6,0			50
25. 8.58	Kanada Schweden Schweden	Cl.rang.+ Cl.alp. St.p.	10,0(a)		2	50
59	Jugoslaw. Polen	Cetr.isl.	16,0(a)		2	50
60 19. 9.60	Jugoslaw. N-Finnld. Schweden	Cetr.isl. Cl.alp. Cl.rang.+ Cl.silv.+ Cl.alp.+ Cetr.isl.	6,0(a)		3	50
15. 8.61	Lappland	Cl.alp.	6,36		1	12
11. 9.61 14. 9.61 18.10.61	Schweden Schweden Schweden	Cl.rang.+ Cl.silv.+ Cl.alp.+ Cetr.isl. Cetr.niv.+ Cl.alp. St.p.	5,0(a)		5	50
20. 7.62	Lappland	Cl.alp.	8,3		2	12
7. 8.+ 7.10.62	Schweden	Pl.schr.	15,0(a)		2	50
4. 5.63	Schweden	Pl.schr.	55,0(a)		1	50
30. 6.63	Schweden	Pl.schr.	80,0(a)		1	50
22. 8.63	Schweden	Flechte	90,0(a)		1	50
28. 9.63	Schweden	Pl.schr.	85,0(a)		4	50
14.8 .63	Lappland+ S-Finnld.	Cl.alp.	62,3		2	50
4. 6.+ 22. 9.64	Schweden	Cl.alp.+ Cetr.niv.	50,0(a)		2	50
20. 9.+ 25. 9.64	Schweden	Pl.schr.	40,0(a)		2	50
9.64	Schweden	Flechte	40,0		>1	49
7. 9.64	Lappland+ S-Finnld.	Cl.alp.	96,3		3	12
9,64	Alaska	Flechte	14,0			45

Zeichenerklärung siehe S. 19

Fortsetzung der Tabelle 1:

Entnahme-Zeitpunkt	Ort	Probenart	nCi ^{55}Fe/kg Trocken S.	Naßg.	Zahl d. Proben	Lit.-stelle
23. 7.+ 25. 7.65	Mittel-Finnld.	Cl.alp.*	52,6		2	11
4. 8.65	Lappland+ S-Finnld.	Cl.alp.	52,1		4	12
6. 8.65	S-Finnld.	Cl.alp.	40,8		1	11
23. 8.65	Lappland	Cl.alp.	62,2		1	11
29. 9.65	Schweden	Cl.alp.+ Cetr.niv.	45,0(a)		2	50
9.65	Schweden	Flechte	44,0		2	49
1. 7.66	Lappland+ S-Finnld.	Cl.alp.	47,3		3	12
14. 9.66	US-Staat Washington	Lab.oreg.		11,0		69
14. 9.66	US-Staat Wash.	Se.se.		30,0		69
14. 9. 66	US-Staat Wash.	Sph.		20,5		69
24. 9.66	Schweden	Cl.alp.	40,0(a)		2	50
15.10.- 26.10.66	S-Finnld.	Cl.alp.	30,5		3	12
66	Anaktuvuk Alaska	Cl.rang.	30,2		1	23
66	Anaktuvuk Alaska	Cl.rang.	22,7		1	23
66	Selawik Alaska	Cl.alp.	25,0		1	23
66	Selawik Alaska	Cl.alp.	27,2		1	23
30. 4.- 9. 5.67	S-Finnld.	Cl.alp.	19,7		3	12
12. 8.- 28.11.67	Lappland+ S-Finnld.	Cl.alp.	16,1		5	12
67	Anaktuvuk Alaska	Cl.alp.	26,2		1	23
67	Anaktuvuk Alaska	Cl.alp.	26,6		1	23
67	Selawik Alaska	Cl.alp.	22,6		1	23
67	Selawik Alaska	Cl.alp.	20,2		1	23
22. 6.68	S-Finnld.	Cl.alp.	12,8		2	12

* Zeichenerklärung siehe S. 19

Zeichenerklärung der Tabelle 1 :

Moose	Pl.schr.	=Pleurozium schreberi
	Se.se.	=Selegenella serpens
	Sph.	=Sphagnum
Flechten:	Cl.rang.	=Cladonia rangiferina
	Cl.silv.	=Cladonia silvatica
	Cl.alp.	=Cladonia alpestris
	Cetr.isl.	=Cetraria islandica
	Cetr.niv.	=Cetraria nivealis
	St.p.	=Stereocaulon paschale
	Lab.oreg.	=Laboria oregona

(a) = Die Werte sind nicht genau, da sie einer Kurve entnommen sind.

Tabelle 2 :Zusammenstellung von Angaben aus der Literatur über den ^{55}Fe-Gehalt pflanzlichen Materials

Probenart	Entnahmeort	nCi/kg Trockens. (a) nCi/kg Frischgewicht (b) pCi/mg Eisen						Lit.-stelle
		1962	1963	1964	1965	1966	1967	
Gras	US-Saat Washington					0,17(a)		69
Ahornblätter	"					0,51(a)		69
Immergrün	"					0,5(a)		69
Vollweizenmehl	"			0,29			0,23	48
gebleichtes Weizenmehl	"			0,044			0,006	48
Weizenflocken	"			0,25			0,12	48
Quäkerhafer	"			0,15				48
Karotten	"			0,028			0,006	48
Salat	"			0,011			0,0014	48
Spinat	New Jersey				4,58(b)			70
Wein	"				7,05(b)			70
Gras	Lappland + S-Finnland	2,3	54,6	4,1	2,6	1,2		12
Birkenblätter	Lappland + S-Finnland	2,9	85,6	18,9	6,7	2,7		12
Weidenblätter	Lappland	4,5	88,5	16,6	6,0	1,2		12
gebleichtes Weizenmehl	"					0,017		12
Roggenmehl	"					0,12		12
Kartoffel	"					0,008		12
Blätter v. Landpfl.	Bikini			11,6				68
	Eniwetok			4,0				68

Der Umstand, daß Flechten Radionuklide über längere Zeit speichern, macht sie zu einem bedeutsamen Glied in der zirkumpolaren Nahrungskette Fallout-Flechte-Ren-Mensch. Das Verhalten von ^{55}Fe in ihr untersuchten eingehend JAAKKOLA (11, 12), PERSSON(49, 5o) und PALMER und BEASLEY (45).

Der besseren Übersicht halber sind die Literaturangaben über ^{55}Fe-Aktivitäten in Flechten und Moosen in Tabelle 1, in deziduenten Pflanzen in Tabelle 2 zusammengestellt.

Ren und Caribou

Das Caribou Alaskas wie auch das Ren Lapplands ernähren sich während der Wintermonate vorwiegend von Flechten. JAAKKOLA (12) untersuchte 1961 - 68 63 Renfleisch- und 1961 - 67 43 Renblutproben aus Lappland auf ihren ^{55}Fe-Gehalt. Die ^{55}Fe-Kontamination des Renfleisches betrug 1961 und 62 o,53 - o,66 nCi ^{55}Fe/kg Frischgewicht. Im Frühjahr 1963 erreichte sie o,37 nCi/kg, im Juli 1963 o,7o nCi/kg und im März 1964 4,1 nCi/kg. Maximalwerte um 7,5 nCi/kg Frischfleisch wurden erst 1965 gemessen. Seit dieser Zeit war ein allmählicher Rückgang in der ^{55}Fe-Fleischkontamination zu beobachten. Die spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten im Renblut lagen 1965 um den Faktor 1,5 höher als im Fleisch. Sie fielen dann aber wesentlich rascher ab. Der rasche Abfall im Blut wird mit dem gegenüber Myoglobin schnelleren Eisenmetabolismus des Hämoglobins erklärt. PERSSON (5o) fand in Fleisch und Blut von Rentieren Schwedisch-Lapplands ähnliche ^{55}Fe-Kontaminationen wie sie von JAAKKOLA (12) für Rentiere Finnisch-Lapplands ermittelt worden waren. JAAKKOLA konnte jedoch die von PERSSON beschriebenen jahreszeitlichen Schwankungen im ^{55}Fe-Gehalt der Blut- und Fleischproben nicht feststellen.

Beide Autoren errechneten eine biologische Halbwertszeit für ^{55}Fe im Renblut von 15o Tagen.

JAAKKOLA wies im Blut neugeborener Renkälber die gleichen spezifischen Aktivitäten nach wie im Blut bzw. der Plazenta ihrer Mütter (12).

PERSSON (49) schätzte bei schwedischen Rentieren im Winter 64/65 die maximale Ganzkörperbelastung durch ^{55}Fe auf 15oo nCi, JAAKKOLA (12) die finnischer Rentiere etwa auf 2ooo nCi. PALMER und BEASLEY (45) beim Caribou Alaskas im Oktober 65 auf 953 nCi.

Elch und Rind

Die Ursache für die hohe ^{55}Fe-Kontamination von Ren und Caribou ist offensichtlich in der Aufnahme großer Mengen Flechten zu suchen.

Am Elch, der sich hauptsächlich von anderen Pflanzen ernährt, wurden in Abhängigkeit vom jährlichen Vegetationswechsel niedrigere ^{55}Fe-Aktivitäten als in Rentier-Proben gemessen. (siehe Tabelle 3) JAAKKOLA (12) fand in Elchfleisch-Proben im Herbst 1964 64-147 pCi ^{55}Fe/mg Fe, ein Jahr später nur noch 28 - 53 pCi ^{55}Fe/mg Fe. Die ^{55}Fe-Aktivität der Elchblut-Proben lag zu diesem Zeitpunkt bereits um 5o % niedriger. Obwohl für 1963 keine Messungen von Elchproben vorliegen, darf angenommen werden, daß Blut und Fleisch dieser Tiere 1964 den stärksten ^{55}Fe-Kontaminationsgrad erreicht haben dürften.

Ähnliches gilt für das Rind, das sich in noch größerem Umfang als der Elch von kurzlebigen, deziduenten Futterpflanzen ernährt, weshalb der ^{55}Fe-Gehalt im Rind fast so schnell wie der relative ^{55}Fe-Gehalt im Fallout absinkt. PALMER und BEASLEY (45) z.B. hatten im Januar 1965 im Rinderblut einen ^{55}Fe-Gehalt von 9,9 nCi/l gefunden und daraus eine durchschnittliche Ganzkörperbelastung von 44o nCi berechnet. Blut vom Caribou enthielt zum selben Zeitpunkt

mit 87,4 nCi/l rund 8-mal mehr ^{55}Fe.
PALMER et al. fanden in 25o kg schweren Bullen aus dem US-Staat Washington folgende ^{55}Fe-Ganzkörperbelastungen:
Nov. 1964 441 nCi (n = 8),
Nov. 1965 228 nCi (n = 4),
Dez. 1966 1o8 nCi (n =1o) und
März 1968 44 nCi/Tier (n = 2o) (48).

1968 war im US-Staat Washington die ^{55}Fe-Kontamination eines kg Rinderbluts um den Faktor 1,4 niedriger als in einem kg Menschenblut (2o). Sammelblutproben von 14 Rindern aus dem Columbia-Becken im US-Staat Washington enthielten 1969 nurmehr o,o23 nCi ^{55}Fe/kg Blut (32).

LANGFORD und JENKINS (32) geben die ökologische Halbwertszeit von ^{55}Fe im Rinderblut mit 1,o1 Jahren, die biologische mit 1,72 Jahren an. Außerdem errechneten sie eine Verzögerung von 1,3 Jahren zwischen dem ^{55}Fe-Kontaminationsmaximum von Fallout und Rinderblut.

Im Dezember 1964 waren in Rindfleischproben o,7o nCi ^{55}Fe/kg Frischgewicht bzw. 3o pCi ^{55}Fe/mg Fe, im April 1967 nur noch o,24 nCi/kg bzw. 1o pCi/mg Fe gemessen worden (48).

Weitere in Fleisch und Organen von Rindern. Schweinen und in tierischen Produkten gefundene ^{55}Fe-Aktivitäten sind in Tabelle 3 zusammengestellt. Aus dem Rahmen fällt hier ein in japanischem Schweinefleisch von PALMER und BEASLEY (48) 1966 gefundener Wert von 1,5 nCi ^{55}Fe/kg.

Fleischfresser

Nach Untersuchungen von JAAKKOLA (14) an Wolf und Vielfraß können Fleischfresser erhebliche ^{55}Fe-Kontaminationen aufweisen.

Tabelle 3: Zusammenstellung von Literaturangaben über ^{55}Fe Aktivitäten in Fleisch und Organen sowie Fleischprodukten von Schlacht- und Wildtieren

Tierart	Material	Entnahme-Zeit	Entnahme-Ort	nCi ^{55}Fe pro kg Frischg.	mg Fe	Prob.-Zahl	Lit.-stelle
Caribou	Fleisch	12.64	Alaska	3,25		2	45
	Leber	12.64	Alaska	28,7		2	45
	Blut	1.65	Alaska	84,7		2	45
Ren	Fleisch	12.65	Lappland	5-10		>1	49
		12.65	Lappland	5,2		1	11
	Leber	Frühj. 66	Lappland	191		1	12
	Niere	Frühj. 66	Lappland	5,42		1	12
	Blut	4.65	Lappland	206		10	11
		12.65	Lappland	195		10	11
		12.65	Lappland	100-150		>1	49
Elch	Fleisch	10.64	S-Finnld.	3,5	0,064-0,147	2	12
		Herbst 65	S-Finnland		0,028-0,053	2	12
		12.64	US-Staat Washington	1,75			45
	Leber	10.64	S-Finnland	17,9			12
		11.66	US-Staat Washington	8,5			69
	Herz	11.66	US-Staat Washington	4,5			69
	Blut	10.64	S-Finnland	58,7			11
		10.64	S-Finnland	15,1			11
Rind	Fleisch	12.64	US-Staat Washington	0,7		3	45
		4.67	US-Staat Washington	0,24			48
		Frühj. 66	S-Finnland	0,181		1	12
		66	Japan	0,2			48

Fortsetzung der Tabelle 3:

ierart	Material	Entnahme-Zeit	Entnahme-Ort	nCi ^{55}Fe pro kg Frischg.	nCi ^{55}Fe pro mg Fe	Proben Zahl	Lit.-stelle
ind	Leber	12.64	US-Staat Washington	1,1		2	45
		4.67	US-Staat Washington	1,45			48
		7.65	US-Staat New Jersey		0,0141		70
	Blut	2.65	US-Staat Washington	9,9			45
		69	US-Staat Washington	0,023			32
chwein	Fleisch	.66	Japan	1,5			48
	Schinken	12.64	US-Staat Washington	0,06			45
		4.67	US-Staat Washington	0,047			48
	Kotelett	12,64	US-Staat Washington	0,013			45
		4.67	US-Staat Washington	0,007			48
leisch-rzeug-isse	Bologna	10.64	US-Staat Washington	0,34			45
		4.67	US-Staat Washington	0,083			48
	Hamburger	10.64	US-Staat Washington	0,21			45
	Wiener	4.67	US-Staat Washington	0,33			48
ier		10.64	US-Staat Washington	0,25		3	45

d) ^{55}Fe im Menschen

Die regional unterschiedliche ^{55}Fe-Umweltkontamination ist auch deutlich beim Menschen zu erkennen. PALMER und BEASLEY (47) bestimmten an Hand von Blutproben die ^{55}Fe-Ganzkörperbelastung von vielen Bevölkerungsgruppen der Erde. Die höchste Belastung mit ^{55}Fe fanden sie im ersten Halbjahr 1966 in der Bevölkerung Alaskas und Japans, die niedrigste bei Südafrikanern und Australiern. LANDFORD und JENKINS (32) ergänzten 1969 diese Untersuchungen. Sie stellten eine breitengradabhängige mit den ^{55}Fe-Fallout-Aktivitäten korrelierende ^{55}Fe-Kontamination bei Menschen fest, die um den 4o. nördlichen Breitengrad am höchsten lag, am Äquator auf ein Minimum absank und um den 2o. - 3o. Breitengrad der südlichen Hemisphäre wieder eine leichte Erhöhung zeigte.

Für die Kontamination des Menschen mit ^{55}Fe ist primär der Gehalt der konsumierten Lebensmittel an diesem Radioisotop entscheidend. Seefische, Fleisch und Ceralien dürften mit am stärksten dazu beitragen (45).

Große Bedeutung kommt dabei den Ernährungsgewohnheiten der Menschen zu. Einseitige Konsumgewohnheiten, wie sie oft bei Naturvölkern angetroffen werden, können zu hohen ^{55}Fe-Kontaminationen führen. Ein Beispiel dafür sind Lappen und Eskimos, die sich bevorzugt, z.T. aber auch fast ausschließlich von Ren bzw. Caribou und deren Produkten ernähren. Noch höhere ^{55}Fe-Kontaminationen wiesen in Alaska die Eingeborenen von Tanana auf, wenn ihre Nahrung zum Großteil aus Lachs bestanden hatte. PALMER und BEASLEY (47) fanden bei Frauen dieser Gegend eine durchschnittliche ^{55}Fe-Ganzkörperbelastung von 11oo nCi.

Sich vorwiegend von Lachs ernährende Eskimos aus Kotzebue wiesen 1966 eine 11o-mal höhere Ganzkörperbelastung auf als die Durchschnittsbevölkerung Richlands (US-Staat Washington). 1969 allerdings betrug sie nurmehr das 1o-fache (18).

Die durchschnittliche ^{55}Fe-Belastung der Caribou fleisch verzehrenden männlichen Eskimos von Anaktuwuk lag 1965

zwischen 61 und 81 nCi. Sie war zu diesem Zeitpunkt rund 8-mal höher als für die Durchschnittsbevölkerung Richlands (47). In den USA wies WRENN (7o) nach, daß erhöhter, regelmäßiger Verzehr von Thunfisch zu höheren ^{55}Fe-Belastungen führt. Bei Lappen ist nach Untersuchungen PERSSONS (5o) und JAAKKOLAS (12) fast nur der Konsum von Renfleisch für die hohe ^{55}Fe-Belastung verantwortlich. Nicht-Lappen derselben Gegend mit anderen Konsumgewohnheiten weisen wesentlich niedrigere ^{55}Fe-Aktivitäten auf.

Bemerkenswert sind die Unterschiede in der ^{55}Fe-Konzentration von Mann und Frau. Frauen im geschlechtsreifen Alter können zwei- bis dreimal mehr ^{55}Fe als Männer aufweisen. Ursache ist ihr durch den Blutverlust bei der Mensis erhöhter physiologischer Eisenbedarf. Der rasche Eisenstoffwechsel bewirkt im weiblichen Körper in Relation zur ^{55}Fe-Kontamination der aufgenommenen Nahrung einen schelleren Anstieg der ^{55}Fe-Konzentration. Andererseits führt der schnellere Eisenumsatz im weiblichen Organismus bei geringem ^{55}Fe-Angebot in der Nahrung zu einem rascheren Abfall der ^{55}Fe-Kontamination als bei Männern (12, 47, 32).

JAAKKOLA (12) sowie PALMER et al. (48) wiesen nach, daß Blut Neugeborener dieselben ^{55}Fe-Aktivitäten enthält wie das ihrer Mütter. Ferner zeigten JAAKKOLAS Untersuchungen, daß der Körper heranwachsender Menschen infolge eines größeren Eisenbedarfs sogar höhere ^{55}Fe-Gehalte aufweisen kann als der Organismus Erwachsener. Er ermittelte bei männlichen 8 bis 14-jährigen maximale ^{55}Fe-Kontaminationen. Sie lagen bei erwachsenen Altersgruppen etwas niedriger, mit Ausnahme der Gruppe älter als 5o Jahre, bei der wieder eine allmähliche Zunahme der ^{55}Fe-Kontamination beobachtet werden konnte. JAAKKOLA bringt diese mit einem erhöhten Eisenbedarf, PALMER und BEASLEY (47), die ähnliches beobachteten, mehr mit den veränderten Eßgewohnheiten älterer Personen in Zusammenhang.

Von JAAKKOLA untersuchte Blutproben finnischer Lappen aus den Jahren 1966 (12) und 1971 (13) zeigten einen zwischen-

zeitlichen Abfall der ^{55}Fe-Aktivitäten von 24,4 bis 69,4 %. Die ^{55}Fe-Ganzkörperbelastung von Bewohnern Richlands (US-Staat Washington) stieg bis 1968 an, um danach um 3 - 4 nCi jährlich abzunehmen (2o). Das Maximum der ^{55}Fe-Kontamination im Menschen war somit erst 4 Jahre nach der in den Kernwaffenversuchen von 1961/62 erfolgten Freisetzung größerer ^{55}Fe-Aktivitäten zu beobachten gewesen. Die ^{137}Cs-Kontamination erreichte dagegen schon nach 18 Monaten ihren Höhepunkt, ein Umstand, der primär auf die wesentlich kürzere biologische HWZ des ^{137}Cs im menschlichen Organismus zurückzuführen sein dürfte. Sie wird für ^{137}Cs mit 6o - 1oo Tagen gegenüber 2,2 Jahren für ^{55}Fe angegeben (2o, 48).

Zur besseren Übersicht sind in Tabelle 4 eine Reihe von Literaturangaben über die ^{55}Fe-Ganzkörperbelastung von Menschen bzw. die ^{55}Fe-Aktivität/mg stabilen Bluteisens zusammengestellt.

Schließlich sei noch darauf verwiesen, daß der bis jetzt von PALMER und BEASLEY (46) bei einem Eingeborenen von Tanana ermittelte Spitzenwert für eine Ganzkörperbelastung mit ^{55}Fe von 144o nCi noch weit unter der maximal zulässigen Ganzkörperbelastung nicht berufsmäßig ^{55}Fe-exponierter Personen von 1oo ooo nCi liegt (79). WRENN (7o) weist aber darauf hin, daß es sich auf Grund der engen Verknüpfung von Eisenstoffwechsel und Blutbildung im Organismus bei ^{55}Fe um eine kritischere Art der Strahlenexposition handelt als bei vielen anderen Radionukliden. WRENN betont deshalb die Notwendigkeit, gründlichere Untersuchungen darüber anzustellen.

Tabelle 4 : Zusammenstellung von Literaturangaben über die ^{55}Fe - Ganzkörperbelastung von Menschen bzw. die ^{55}Fe - Aktivität pro mg stabilem Bluteisen

Entnahme-Ort u.Zeit	Breitengrad	Ganzkörperbelastung nCi ^{55}Fe /Person ♂	♀	Spezif.Aktivität pCi ^{55}Fe /mg Fe ♂	♀	Lit.-stelle
Alaska 1966	63°N	344(6)	700(7)			47
Alaska 1969	65-68°N			17,00(11)	15,90(21)	47
Lappland (Lappen) 1966	68-70°N	92-167(>1)	101-260(>1)			12
1966				34,50(16)	69,70(4)	13
1971				14,70(12)	19,00(4)	13
1965-67	62,5°N	115(20)	160(23)	20 (20)	50(23)	49
(Nichtlappen) 1965-67		20(8)	50(10)	6 (8)	20(10)	49
S-Finnland 1966	60-62°N	13(10)	20(10)	4,3 (10)	4,4(10)	11
Oslo 1966	60°N	58(>1)	64(>1)			47
Amsterdam 1966	52°N	9,1(>1)	14,3(>1)			47
US-Staat Washington 1964	46°N	9(4)				48
1965		13(4)				48
1966		24(100)	22(25)			48
1967		17(84)				48
1968		14(60)	14,5(67)	3,63(60)	2,98(67)	20
1969				1,91(75)	1,24(24)	32
Toulouse 1966	43°N	17(>1)	22(>1)			47
Montpellier 1969	43°N			2,11(10)	2,50(10)	32
Rom 1969	42°N			1,15(10)	1,44(10)	32
US-Staat New Jersey 1965	~40°N			2,70(6)	4,10(6)	70
1966				2,61(11)	4,18(8)	70
1966 (hoher Thunfischkonsum)					13,60(5)	70

Fortsetzung der Tabelle 4:

Entnahme-Ort u. Zeit	Breitengrad	Ganzkörperbelastung nCi ^{55}Fe /Person ♂	♀	Spezif. Aktivität pCi ^{55}Fe/mg Fe ♂	♀	Lit.-stelle
Tokai Mura (Japan) 1966	36°N	634(>1)	919(>1)			47
Bogota 1969	4°N			0,22(10)	0,31(10)	32
Lagos 1969	1°N			0,48(10)	0,48(10)	32
Rongelap Inseln 1970	10-15°S	430(28)	400(32)			2
Sao Paulo 1969	23°S			0,25(10)	0,31(10)	32
Johannesburg 1966	26°S	5,8(>1)	5,7(>1)			47
Sidney 1966	33°S	8,0(>1)	9,2(>1)			47

Die Anzahl der Proben ist hinter dem jeweiligen Mittelwert in Klammern angegeben.

4. Bestimmungsmethoden für ^{55}Fe in biologischem Material

Im Gegensatz zu Radionukliden mit energiereicherer Strahlung, wie z.B. ^{137}Cs (661.6 KeV), kann das energiearme ^{55}Fe (5,9 KeV) nur bei sehr hohen Aktivitäten in der Probe oder in deren Asche direkt gemessen werden. Bei weniger hoher Kontamination des Untersuchungsmaterials ist deshalb eine Mineralisation und chemische Abtrennung des Eisens aus der Matrix unumgänglich.

Daher ist zur Bestimmung und Messung von ^{55}Fe in biologischem Material eine Veraschung der organischen Substanz nicht zu umgehen.

Über das Verhalten von Eisen bei verschiedenen Veraschungsmethoden liegen unterschiedliche Angaben vor. GORSUCH (6), der eine Reihe von Veraschungsmethoden miteinander verglich, fand bei der Trockenveraschung keine Verluste, wies aber auf eine Reihe von Autoren hin, die über Eisenverluste, namentlich bei Temperaturen über 6oo°C berichten. Nach SANDELL (6o) kann Eisen beim Lösen von Trockenaschen durch den Silikatrückstand zurückgehalten werden. DAVIDSON (4) hält es für notwendig, vor der Extraktion des Eisens Silikat mit Flußsäure aus der Asche zu entfernen. Das schreibt auch HARLEY im "Manual of Standard Procedures", des "Health and Safety Laboratory" der US-Atomenergiebehörde (78) vor für die Bestimmung von ^{55}Fe im Rückstand der Naßveraschung mit HNO_3 und $HClO_4$. MIDDLETON und STUCKEY (41), die sich kritisch mit verschiedenen verwendeten Veraschungsmethoden auseinandersetzen, verweisen bezüglich der Flüchtigkeit von Eisen-III-chlorid bei 45o°C auf MONIER-WILLIAMS (42). PIJCK, HOSTE und GILLIS (52) fanden nach 12-stündiger Trockenveraschung bei 5oo°C 18 % bzw. nach 6-stündiger Veraschung des Materials bei 7oo°C 48 % Eisenverluste. JAAKKOLA et al. (15) beobachteten bei der Veraschung von Tier- und Pflanzenproben bei Temperaturen zwischen 7oo und 9oo°C Eisenverluste um 1o - 15 %. PERSSON (5o), der das gleiche Material bei 6oo°C veraschte und den Rückstand mit HNO_3 + HCl + H_2O_2 auslaugte, macht jedoch keine Angaben über Eisenverluste.

Als allein zufriedenstellende Methode wird von vielen die Naßveraschung angesehen. GORSUCH (6) hält zur Eisenbestimmung die Veraschung mit HNO_3 und $HClO_4$ als am geeignetsten. Auch JAAKKOLA (12) betrachtet diese Methode der Veraschung von Tier- und Pflanzenmaterial für Eisenanalysen als optimal. Eine von SANSONI und KRACKE (61) entwickelte Naßveraschungsmethode mit HNO_3 und H_2O_2 eignet sich vor allem für die Bestimmung flüchtiger Elemente sowie für größere Probenmengen an biologischem Material.

PIJCK, HOSTE und GILLIS (52) stellten bei Naßveraschung von Gemüseproben mit HNO_3 - $HClO_4$ - H_2SO_4 Eisenverluste von 5 % und bei tierischem Gewebe von 15 % fest. Sie können jedoch bei Verwendung einer Rückflußvorrichtung vermieden werden.

In der Literatur wird die ^{55}Fe-Aktivität auf stabiles Eisen bzw. auf die Trockensubstanz oder das Aschegewicht bezogen. Schon zum Vergleich damit war für die eigenen Untersuchungen die Bestimmung des stabilen Eisens erforderlich.

Für die beabsichtigten Untersuchungen wurde zunächst die Bestimmung von Eisen durch Atomabsorptionsspektrometrie (57, 73) und aus der großen Zahl der kolorimetrischen Möglichkeiten die Komplexbildung des Eisens mit Rhodanid und Sulfosalizylsäure (3o, 71, 72) auf ihre Brauchbarkeit überprüft. Sie erschienen auf Grund ihrer Empfindlichkeit und Zuverlässigkeit besonders geeignet.

Wegen der energiearmen Strahlung des ^{55}Fe gestaltet sich die Präparation und Messung der Proben schwierig. Bei niedriger Strahlenenergie fällt bekanntlich die Abschwächung durch Selbstabsorption innerhalb des Meßpräparates besonders ins Gewicht. Sie erfordert deshalb äußerst homogene, dünne Meßpräparate mit guter Geometrie sowie empfindliche Meßapparaturen. Optimale Meßpräparate erhält man durch elektrolytische Abscheidung des radiochemisch abgetrennten Eisens. Als besonders erfolgversprechendes Präparierverfahren erschien die von JAAKKOLA (12) beschriebene Modifikation des Verfahrens nach HAHN (7).

Die Aktivitätsmessung von ^{55}Fe wird in Kapitel C VI abgehandelt.

Einen detaillierten Überblick über die Bestimmungsmöglichkeiten von Eisen bzw. ^{55}Fe, speziell im Hinblick auf biologisches Material, geben NIELSEN (44) und JAAKKOLA (12).

C. EIGENE UNTERSUCHUNGEN

I. Untersuchungsmaterial und Probennahme

1. Untersuchungsmaterial

Für die beabsichtigten Untersuchungen zur Feststellung eventueller ökologischer Zusammenhänge zwischen ^{55}Fe-Umweltkontamination und Lebensmitteln tierischer Herkunft waren bevorzugt Flechten der Gattung Cladonia, Subsektion Cladinae, vorwiegend aus dem süddeutschen Raum, aber auch aus Norddeutschland, Österreich, Schweiz und Italien verwendet worden. Es handelte sich fast ausschließlich um Flechtenproben der Spezies Cl. rangiferina und Cl. silvatica. Zu Vergleichszwecken wurden außerdem auch Flechten der gleichen Arten und der Spezies Cl. alpestris aus Finnland sowie Proben von Cl. furcata und Cl. impexa und Cetraria islandica (Gattung Cetraria) aus Deutschland untersucht. Auch einige Moosproben der Gattungen Brachythecium, Polytrichum, Sphagnum und Leucobrium wurden vergleichsweise analysiert. Sie boten sich für derartige Untersuchungen besonders an, da wegen des Fehlens von Wurzeln, ähnlich wie bei Moosen, ihre aerogene ^{55}Fe-Kontamination nicht wie bei anderen Pflanzen durch eine Eisenresorption aus dem Boden überlagert werden kann. Die aus Böden resorbierten ^{55}Fe-Aktivitäten dürften in Abhängigkeit vom Gehalt des Bodens an stabilem Eisen schwanken. Der Verdünnungseffekt des stabilen Eisens erlaubt bei hohen Eisen-Gehalten des Bodens wahrscheinlich nur die Resorption geringer ^{55}Fe-Aktivitäten. Zur informativen Feststellung der ^{55}Fe-Kontamination anderer flach- und tiefwurzelnder Pflanzen bzw. von Pflanzen mit geringerer Vegetationszeit und -dauer wurden noch Calluna vulgaris (Heidekraut) und drei Heuproben mit in die Untersuchungen einbezogen. Heidekraut hat eine

Vegetationsdauer von 4 - 5 Jahren, Gras von wenigen Monaten. Sie verfügen im Gegensatz zu Flechten und Moosen über Wurzeln. Insgesamt wurden im Verlaufe der Untersuchungen 1o9 Pflanzenproben analysiert.
Sie werden in Tabelle 5 im einzelnen aufgeführt.

Tabelle 5: Übersicht über das pflanzliche Untersuchungsmaterial

Zahl und Art der Proben	Spezies	Süddeutschland	Norddeutschland	Österreich	Schweiz	Italien	Norwegen	Finnland	insgesamt
98 Flechten	Cl.rang.	38		3	2	3		5	51
	Cl.silv.	2o					1	1	22
	Cl.rang+ Cl.silv.	5							5
	Cl.furc.	2							2
	Cl.imp.		3						3
	Cl.alp.							9	9
	nicht bestimmte Cladonia-Spezies	1							1
5 Moose	Leucobrium	2							2
	Sphagnum	1							1
	Polytrichum	1							1
	Brachythecium	1							1
2 Heidekraut	Calluna vulg.	2							2
4 Heu	nicht bestimmt			3					3
	Decchampsia flexuosa							1	1

2. Probennahme

Sämtliche Proben waren von Herbst 65 bis Herbst 7o entnommen worden. Das Sammeln erfolgte jeweils an frei exponierten, nicht im Windschatten oder von Büschen und Bäumen überdeckten, mehr als 2o x 2o m großen Stellen, stets durch mehrere, zumindest jedoch 3 Personen. Das gilt nicht für die Proben aus Finnland. Es wurden nur ganze Flechten und keine Teilstücke gesammelt. Jede Probe bestand aus mindestens 25o g Flechten.

Untersuchungen an Cl. rangiferina und Cl. silvatica von KREUZER und SCHAUER (27) hatten ergeben, daß auf diese Weise, zumindest für ^{137}Cs-Messungen in Flechten, die Entnahme einer repräsentativen Probe gewährleistet ist.

Zur Erfassung evtl. für die ^{55}Fe-Kontamination verantwortlicher Faktoren wurden die Entnahmestellen nach ihren langfristigen, mittleren, jährlichen Niederschlagsmengen, Höhenlage über Normal-O, geographischer Breite und Biotop ausgewählt. Bekanntlich bestimmen die Niederschlagsmengen die Kontamination von Pflanzen wesentlich. Unterschiedliche Höhenlagen bedingen unterschiedliche Klimaverhältnisse und damit evtl. auch verschieden rasches Wachstum. Flechten besitzen zwar keine Wurzeln, doch wird im Zusammenhang mit ihrem Fixationsorgan (Rhizinenstrang) eine gewisse Resorptionsleistung diskutiert. Die Entnahmestellen für die Proben umfaßten Orte mit langfristigen, mittleren, jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 25o - 5oo mm (nordfinnische Proben) und über 2ooo mm (Schwarzwald), außerdem fast alle maritimen bis alpinen Biotope, in denen Flechten gedeihen sowie alle wesentlichen Unterlagen auf denen sie angetroffen werden können. Sie stammen von sauren Sandböden bis zu reinem Granit. Die Sammelstellen der Flechten lagen zwischen 45° und 7o° nördlicher Breite. Die Entnahmeorte zeigt folgende Karte:

Karte : Geographische Übersicht für die Entnahmeorte der Flechten

In der Tabelle 6 sind für die untersuchten Flechtenproben Entnahmestelle, Datum der Entnahme, geographische Breite, langfristige, mittlere, jährliche Niederschlagsmenge zusammengestellt.

Die entnommenen Proben wurden manuell und mit Hilfe eines Luftgebläses von anhaftenden, fremden Bestandteilen, wie z.B. Nadeln, befreit und anschließend luftgetrocknet. Auf ein Waschen mit oberflächenaktiven Waschmitteln zur Entfernung den Flechten oberflächlich anhaftenden ^{55}Fe konnte verzichtet werden, weil die Proben auf ihrer Oberfläche zum Zeitpunkt ihrer Entnahme keine oder nur unwesentliche Fallout-Aktivitäten enthalten haben. ^{55}Fe dürfte zudem relativ rasch kutikulär resorbiert werden. Eventuell zu befürchtende Auslaugverluste an Eisen werden damit hinfällig.

Zur Analyse werden die lufttrockenen Proben in einer Porzellanreibschale pulverförmig zerkleinert und homogenisiert. Davon werden zwischen 25 und 35 g zur Bestimmung des Trockengewichts im Trockenschrank bei 1o5°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Ermittlung des Trockengewichts ist notwendig, um die ^{55}Fe-Aktivität pro kg wasserfreier Flechtensubstanz angeben zu können. Der Wassergehalt der lufttrockenen Flechten lag um 1o %. Anschließend werden die Proben auf ^{55}Fe und Gesamteisen analysiert.

Verwendung fanden fast ausschließlich ganze Flechten bzw. bei den anderen untersuchten Pflanzen die oberirdischen Teile. Von JAAKKOLA (12) war über eine unterschiedliche Vertikalverteilung des ^{55}Fe und stabilen Eisens in Flechten der Spezies Cl. alpestris berichtet worden. Die grauen, abgestorbenen Unterteile enthielten mehr ^{55}Fe und stabiles Eisen als die lebenden grünen Oberteile.

Deshalb wurde bei 2 Flechtenproben (1 Cl.rang, 1 Cl.silv.) Ober- und Unterteil der Flechte separat auf ^{55}Fe und Gesamteisen analysiert.

Auch eine Probe Calluna vulgaris wurde aus ähnlichen Erwägungen in Holz-bzw. Blüten- und Grünanteil unterteilt und getrennt untersucht.

Außer den Pflanzenproben wurden zur Feststellung der ^{55}Fe-Kontamination auch verschiedene Fleischproben von Rindern, Hirschen und einer Gemse analysiert. Die zwölf Rindfleischproben - bindegewebs- und fettarme Partien aus der Bugmuskulatur - wurden von 1970 am Schlachthof München geschlachteten Tieren aus Schwaben, Ober- und Niederbayern entnommen. Die 7 Hirschfleischproben - es handelte sich um von anhaftendem Sehnengewebe weitgehend befreites Fleisch aus dem Halsgrat - stammten von im Oktober 69 vermutlich am Ostabhang der Ostkarpaten erlegten, jüngeren Hirschen, die beiden Proben Gemsenfleisch von einer Gemse, die am 18.11.70 in den Niederen Tauern (Österreich) geschossen worden war. Die 300 - 400 g schweren Fleischproben wurden nach Zerkleinerung im Fleischwolf bis zu ihrer Analysierung in luftdichten Plastikschalen in einer Tiefkühltruhe aufbewahrt.

Tabelle 6: Zusammenstellung sämtlicher untersuchten Flechtenproben

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm
1		SF		2.1o.64	Cl.alp.	25o-5oo
2	Kulmbach	Ofr.	5o-51	1. 8.65	Cetr.isl.	8oo-85o
3	Kulmbach	Ofr.	5o-51	1. 8.65	Cl.rang.	8oo-85o
4	Berchtesgaden	Obb.	47-48	18. 8.65	Cl.rang.	15oo
5	Seefeld	Tirol/A	47-48	18. 8.65	Cl.rang.	1ooo-125o
6	Seefeld	Tirol/A	47-48	18. 8.65	Cl.rang.	1ooo-125o
7	Deggendorf	Ndb.	48-49	6. 9.65	vorwieg. Cl.rang.	1ooo-11oo
8	Wernberg	Opf.	49-5o	9. 9.65	Cl.silv.	7oo
9	Wernberg	Opf.	49-5o	9. 9.65	Cetr.isl.	7oo
1o	Buching	Schwaben	47-48	14. 9.65	Cl.rang.	14oo-15oo
11	Rendsburg	Schl.H.	54-55	1o.1o.65	Cl.imp. (4Proben)	765-8oo
12	Innien-Neumünster	Schl.H.	54-55	1o.1o.65	Cl.imp.	75o-8oo
13	Hannover	Nd.S.	52-53	1o.1o.65	Cl.imp.	675-7oo
14	Kreuzberg	Ufr.	5o-51	18.1o.65	Cetr.isl.	85o-9oo
15	Kreuzberg	Ufr.	5o-51	18.1o.65	Cl.silv.	85o-9oo
16	St.Blasien	Baden	47-48	2o.11.65	Cl.silv.	12oo-14oo
17	St.Blasien	Baden	47-48	2o.11.65	Cetr.isl.	12oo-14oo
18	Bamberg	Ofr.	49-5o	11.12.65	Cl.silv.	6oo
19	Roth	Mfr.	49-5o	11.12.65	Cl.rang.	6oo-65o
2o	Pupplinger Au	Obb.	48-49	21,12.65	Cl.silv.	1ooo-11oo

Fortsetzung der Tabelle 6:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm
21	Olperer	Tirol/A	47	12.1. 66	Cl.rang.	1500-1700
22	Oberpfreimd	Opf.	49-50	5. 5.66	Cl.rang.	600-650
23	Obermießbach	Opf.	49-50	5. 5.66	Cl.rang.	750-780
24	Hof-Teunz	Opf.	49-50	5. 5.66	Cl.rang.	750-800
25	Schwabach	Mfr.	49-50	5. 5.66	nicht bestimmt	600-650
26	Tschlin	Engadin CH	46-47	19. 5.66	Cl.rang.	700
27	Schuls	Engadin CH	46-47	19. 5.66	Cl.rang.	700
28	Chiapili di Sopra	Piemont I	45-46	20. 5.66	Cl.rang.	1800-2000
29	Terme di Valdiere	Piemont I	45-46	21. 5.66	Cl.rang.	1200-1600
30	Ceresole	Piemont I	45-46	25. 5.66	Cl.rang.	1400-1600
31	Reiteralm	Obb.	47-48	14. 6.66	Cl.rang.	1600-1800
32	Sandefjord	Oslo/N	59-60	17. 8.66	Cl.silv.	750
33	Kühedorf	Mfr.	49-50	3.11.66	Cl.rang.	600-650
34	Allersberg	Mfr.	49-50	7.11.66	Cl.silv.	600-650
35	Herpesmühle	Mfr.	49-50	3.11.66	Cl.silv.	600-650
36	Reiteralm	Obb.	47-48	11.11.66	Cl.rang.	1600-1800
37	Pupplinger Au	Obb.	48-49	12.12.66	Cl.rang.	1000-1100
38	Forchheim	Ofr.	49-50	24. 2.67	Cl.rang.	600-650
39	Dietersdorf	Ofr.	50-51	24. 2.67	Cl.silv.	600-650
40	Kaltenbrunn	Ofr.	50-51	24. 2.67	Cl.rang.	600

Fortsetzung der Tabelle 6:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm
41	Pupplinger Au	Obb.	48-49	7. 3.67	Cl.silv.	1000-1100
42a	Pupplinger Au	Obb.	48-49	7. 3.67	Cl.silv. Oberteil	1000-1100
42b	Pupplinger Au	Obb.	48-49	7. 3.67	Cl.silv. Unterteil	1000-1100
43	Kulmbach	Ofr.	50-51	25. 5.67	Cl.rang.+ Cl.silv.	800-850
44	Reiteralm	Obb.	47-48	18. 7.67	Cl.rang.	1600-1800
45	Reiteralm	Obb.	47-48	1. 8.67	Cl.rang.	1600-1800
46	Reiteralm	Obb.	47-48	1. 8.67	Cl.rang.	1600-1800
47		Süd-SF	60-62	6.11.67	Cl.alp.	250-500
48	Reiteralm	Obb.	47-48	10. 6.68	Cl.rang.	1700
49	Murnau	Obb.	47-48	12. 7.68	Cl.rang.	1300-
50	Geiselstein	Schwaben	47-48	15. 7.68	Cl.rang.	1500
51	Reiteralm	Obb.	47-48	17. 7.68	Cl.rang.	1550
52	Sauerlach	Obb.	48	25. 7.68	Cl.silv.	800-850
53	Sauerlach	Obb.	48	25. 7.68	Cl.rang.	800-850
54	Pupplinger Au	Obb.	48-49	7. 2.69	Cl.rang.	1000-1100
55	Takkula	Süd-SF	62-64	5.69	Cl.alp.	500-750
56	Takkula	Süd-SF	62-64	5.69	Cl.rang.	500-750
57	Enontekiö	Lappland SF	68-70	22. 8.69	Cl.alp.	250-500
58	Enontekiö	Lappland SF	68-70	24. 8.69	Cl.alp.	250-500
59	Inari	Lappland SF	68-70	3. 9.69	Cl.alp.	250-500

Fortsetzung der Tabelle 6:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm
6o	Roth	Mfr.	49-5o	25. 3.7o	Cl.rang.	65o-7oo
61	Pupplinger Au	Obb.	48-49	5. 6.7o	Cl.rang.	1ooo-11oo
62	Kultakivi	Süd-SF	6o-62	18. 8.7o	Cl.rang.	5oo-75o
63	Ahveninen	Ost-SF	62-64	2o. 8.7o	Cl.rang.	5oo-75o
64	Rovaniemi	Lappland SF	65-67	22. 8.7o	Cl.silv.	25o-5oo
65	Simo	Nord-SF	64-66	23. 8.7o	Cl.rang.	5oo-75o
66	Airisto	S-SF	6o-62	29. 8.7o	Cl.rang.	5oo-75o
67	Inari	Lappland SF	68-7o	3. 9.7o	Cl.alp.	25o-5oo
68	Inari	Lappland SF	68-7o	4. 9.7o	Cl.alp.	25o-5oo
69	Inari	Lappland SF	68-7o	6. 9.7o	Cl.alp.	25o-5oo
7o	Büchenbach	Mfr.	49-5o	2o, 9.7o	Cl.furc.	65o
71	Dingolfing	Ndb.	48-49	29, 9.7o	Cl.rang.+ Cl.silv.	65o
72	Dingolfing	Ndb.	48-49	1o.1o.7o	Cetr.isl.	65o
73a	Dingolfing	Ndb.	48-49	1o.1o.7o	Cl.rang. Oberteil	65o
73b	Dingolfing	Ndb.	48-49	1o.1o.7o	Cl.rang. Unterteil	65o
74	St. Märgen	Baden	48	7.11.7o	Cl.rang.	14oo
75	St. Märgen-Furtwangen	Baden	48	7.11.7o	Cl.rang.	16oo
76	Hornberg	Baden	48-49	7.11.7o	Cl.silv.	12oo-14oo
77	Frohnschwandt	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	13oo-14oo
78	Rohmatt	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.+ Cl.silv.	16oo-

Fortsetzung der Tabelle 6:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm
79	Rohmatt	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.silv.	16oo
8o	Rohmatt	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	16oo
81	Mambach	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.silv.	14oo-16oo
82	Seebrugg	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	14oo-16oo
83	Häusern	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.+ Cl.silv.	14oo-16oo
84	Triberg	Baden	48-49	7.11.7o	Cl.rang.	16oo-18oo
85	Weg	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	18oo-2ooo
86	Mutterslehen-Ibach	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.silv.	2ooo
87	Mutterslehen-Ibach	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	2ooo
88	Mutterslehen-Ort	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	2ooo
89	Angerbach	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.silv.	2ooo
9o	Lehen	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	18oo-2ooo
91	Schwaig	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.silv.	65o
92	Schwaig	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.rang.	65o
93	Schwaig	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.furc.	65o
94	St. Johann-Elsendorf	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.rang.	7oo
95	St. Johann - Elsendorf	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.silv.	7oo
96	Neustadt	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.silv.	65o
97	Neustadt	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.rang.	65o
98	Dingolfing	Ndb.	48-49	21. 3.71	Cl.rang.	65o

Zeichenerklärung der Tabelle 6:

Flechtenspezies:

Cl.alp. = Cladonia alpestris
Cl.furc. = Cladonia furcata
Cl.imp. = Cladonia impexa
Cl.rang. = Cladonia rangiferina
Cl.silv. = Cladonia silvatica
Cetr.isl. = Cetraria islandica

Bundesländer bzw. Regierungsbezirke:

Mfr. = Mittelfranken
Ndb. = Niederbayern
Nds. = Niedersachsen
Obb. = Oberbayern
Ofr. = Oberfranken
Opf. = Oberpfalz
Sch.H. = Schleswig-Holstein

Staaten:

A = Österreich
CH = Schweiz
I = Italien
N = Norwegen
SF = Finnland

II. Veraschung

Zur Ermittlung einer für Flechten praktikablen, optimalen Mineralisationsmethode wurden Trocken- und Naßveraschungsmethoden miteinander auf ihre Eignung verglichen. Folgende Untersuchungen wurden vorgenommen:

1. Naßveraschung von Flechten mit NHO_3 und $HClO_4$

In einem 4oo ml Becherglas mit Uhrglasdeckel wurden Proben zwischen 1 und 3o g Trockengewicht mit ca. 2o - 1oo ml konz. HNO_3 bis zur Zerstörung des organischen Materials erhitzt, dann 6o %-ige $NClO_4$ nach Bedarf (ca. 1o ml) zugegeben, bis zum Erhalt einer wasserklaren Lösung weiterbehandelt und anschließend bis fast zur Trockne eingedampft. Der Rückstand wurde mit 15 ml 8 n HCl aufgenommen, sein unlöslicher Anteil abzentrifugiert, dieser noch zweimal mit derselben Menge 8 n HCl nachgewaschen und zentrifugiert. Die vereinigten, abdekantierten Lösungen werden dann für die Eisenbestimmung auf ein Volumen von 5o ml gebracht.

Die Eisenmengen, die nach weiterem Auswaschen mit 8 n HCl aus dem Silikatrückstand der Naßaschen gemessen werden konnten, überschritten 1 % nicht.

Ausbeute und Reproduzierbarkeit der beschriebenen Naßveraschungsmethode wurden durch Veraschung von jeweils 4 aliquoten Teilen der Flechte A und Flechte B mit und ohne konstanten Eisenzusatz geprüft. Die Ergebnisse sind aus Tabelle 7 ersichtlich.
Die Eisenausbeute beträgt bei Flechte A 97,5 %, bei Flechte B 1o2 %. Die Reproduzierbarkeit der Meßreihe ohne Eisenzusatz betrug bei Flechte A $\pm$ o,o16 mg Fe/Probe, bei Flechte B $\pm$ o,o45 mg Fe/Probe, die Analysen mit Eisenzusatz bei Flechte A $\pm$ o,o24 mg, bei Flechte B $\pm$ o,o14 mg Fe/Probe.

Tabelle 7: Eisenausbeute bei der Naßveraschung von Flechten mit HNO_3 und $HClO_4$

Probe A	o,65 mg Fe/Probe	Probe A+ 2,oomg Fe	2,6o mg Fe/Probe
	o,6o		2,6o
	o,65		2,55
	o,65		2,6o
Mittel	o,637		2,587
s ($Mittel_w$)	o,o16		o,o24
s(Einzelw)	o,o32		o,o48
Ausbeute	97,5 %		
Probe B	3,8o mg Fe/Probe	Probe B+ 4,oomg Fe	7,95 mg Fe/Probe
	3,95		8,oo
	4,oo		7,95
	3,85		8,oo
Mittel	3,9oo		7,975
s($Mittel_w$)	o,o45		o,o14
s(Einzelw)	o,o9o		o,o28
Ausbeute	1o2 %		

2. Trockenveraschung von Flechten und Vergleich der Trockenveraschung mit der Naßveraschung bei Verwendung verschiedener Lösungsverfahren für die Trockenasche

Flechtenproben zwischen 1 und 25 g Trockensubstanz werden im Porzellanschälchen (1o cm Ø und 2 cm Höhe) im Muffelofen (Heraeus) innerhalb von 12 Stunden bei stufenweiser Erhöhung der Temperatur von 0 bis 550°C bis zum Vorliegen einer hell- bis rötlichgrauen, gewichtskonstanten Asche verascht.

Nach Feststellung des Aschegewichts wurden drei verschiedene Verfahren zur Lösung des Eisens aus der Asche getestet. Anschließend wurden die Lösungen zur Ausführung der Eisenbestimmung auf ein Volumen von 5o ml gebracht.

Die gefundenen Eisengehalte wurden dabei zur Feststellung eventueller Eisenverluste mit den Eisenwerten naßveraschter Flechten der gleichen Proben verglichen.

Gleichzeitig wurde im mineralisierten Untersuchungsmaterial die Reproduzierbarkeit der gefundenen Eisenwerte für Proben gleicher und verschiedener Flechtenspezies von gleichem bzw. unterschiedlichem Standort geprüft.

Es wurde wie folgt verfahren:

a) Der Trockenasche wurden 15 ml 8 n HCl zugesetzt, einmal aufgekocht, der Silikatrückstand abzentrifugiert, noch zweimal mit derselben Menge 8 n HCl nachgewaschen und zentrifugiert.
Beim Vergleich von 68 Proben verschiedener Cladonia-Spezies gleichen und ungleichen Standorts stellte sich heraus, daß die bei Trocken- bzw. Naßveraschung gefundenen Eisengehalte prozentual sehr stark schwanken. Bei der Trockenveraschung wurde im Mittel 27,5 % ± 14 weniger Eisen als bei der Naßveraschung gefunden.

Zur Ermittlung der Eisenverluste bei der Trockenveraschung und zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit wurden je 4 aliquote Teile der Flechtenprobe C und D mit und ohne Zusatz einer bestimmten Eisenmenge trockenverascht.

Vier von acht Aliquoten der Flechte C wurden vor der Veraschung je 2,23 mg Eisen zugesetzt. Die Ausbeutebestimmung ist in Tabelle 8 zusammengestellt.

Tabelle 8: Eisenausbeute bei der Trockenveraschung von Flechte C

Flechte C	2,7o mg Fe/ Probe 2,7o 2.7o 2,7o	Flechte C + 2,23 mg Fe	4 75 mg Fe/ Probe 4,65 4.65 4,75
Mittel	2,7o		4.7o
s(Mittelw.)	o,o		o.o3
s(Einzelw.)	o,o		o,o6
Ausbeute	89,5 %		

Die Eisenausbeute betrug 89,5 %, die Reproduzierbarkeit der Analysenreihe ohne Eisenzusatz ± o,o mg, mit Eisenzusatz ± o,o3 mg Fe/Probe.

Der gleiche Test wurde zusätzlich mit der Flechte D unter Zugabe von je 2,oo mg Fe zu 4 der 8 Aliquote vorgenommen.

Tabelle 9: Eisenausbeute bei der Trockenveraschung von Flechte D

Flechte D	o,65 mg Fe/ Probe o,65 o.63 o.6o	Flechte D + 2,oo mg Fe	2,4o mg Fe/ Probe 2,45 2.45 2,4o
Mittel	o,632		2.425
s(Mittelw.)	o,o15		o,o14
s(Einzelw.)	o,o3o		o,o28
Ausbeute	89,5 %		

Die Ausbeute betrug hier ebenfalls 89,5 %, die Reproduzierbarkeit bei den Proben ohne Eisenzugabe ± o,o15, bei denen mit Eisenzusatz ± o,o14.

b) Hier wurden der Trockenasche 8 ml 8 n HCl zugegeben und die Lösung bis fast zur Trockne eingeengt, in 15 ml 8 n HCl aufgenommen und der Silikatrückstand abzentrifugiert. Dieser wurde noch zweimal auf dieselbe Weise behandelt. 1o Proben ebenfalls verschiedener Cladonia spezies bzw. gleicher Spezies, aber von verschiedenen Standorten, wurden trocken und naß verascht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1o dargestellt.

Tabelle 1o:

Probe	Trockenveraschung mg Fe/g Tr.S.	Naßveraschung mg Fe/g Tr.S.	Eisenverlust gegenüber der Naßveraschung in %
1	o,694	o,755	8,o
2	o.511	1,o72	52,4
3	o,438	o.512	14,5
4	o.318	o,395	19,4
5	o,615	o,8oo	23.o
6	o.82o	1,32o	37,8
7	o,244	o,262	7,o
8	o,248	o,287	13,6
9	o.321	o,416	22,8
1o	o,734	o,99o	25,9
Mittel			22,4
s (Mittelwert)			4,4
s (Einzelwert)			13,9

Auch hier schwanken die prozentualen Unterschiede zwischen Trocken- und Naßveraschung erheblich, im Mittel um 22,4 %±4,4.

c) Dabei wurden die Trockenaschen mit konzentrierter HNO_3 und 6o-%-iger HCl O_4 versetzt, die Lösung bis fast zur Trockne eingeengt, in 8 n HCl aufgenommen und der unlösliche Silikatrückstand abzentrifugiert.

Je 4 Aliquote einer Flechte wurden nach obiger Methode und

mit der Naßveraschung aufgeschlossen. Die Resultate sind in Tabelle 11 wiedergegeben.

Tabelle 11:

Probe	Naßveraschung	Trockenveraschung
1	o,425 mg Fe/Probe	o,41o mg Fe/Probe
2	o,495	o,425
3	o,515	o,445
4	o,515	o,445
Mittel	o,487	o,431
s(Mittelw.)	o,o23	o,o1o
s(Einzelw.)	o,o46	o,o2o
Teile in %	1oo	88,5

Bei beiden Veraschungsmethoden sind die in der Flechte gefundenen Eisenwerte gut reproduzierbar. Sie lagen bei der Naßveraschung im Mittel bei o,487 $\pm$ o,o23 mg Fe/g wasserfreie Trockensubstanz, bei der Trockenveraschung bei o,431 $\pm$ o,o1o mg Fe/g T.S. Die Differenz der gefundenen Eisenwerte betrug 11,5 %.

Bei der Trockenveraschung von Flechten erhält man fast stets niedrigere Eisengehalte als bei der Naßveraschung.
Die Resultate sind jedoch bei ein und derselben Flechtenprobe reproduzierbar. Sie schwanken bei verschiedenen Flechtenarten bzw.gleichen Arten verschiedenen Standorts vermutlich in Abhängigkeit vom Silikatgehalt der Proben erheblich, da bei der Trockenveraschung ein Teil des Flechteneisens wahrscheinlich mit der Kieselsäure schwer lösliches Eisensilikat bildet. Sein Inlösungbringen mit 8 n HCl bereitet erhebliche Schwierigkeiten.

3. Feststellung der Flüchtigkeit von Eisen bei der Trockenveraschung unter Abrauchen des Silikatrückstandes mit Flußsäure.

Um den Anteil des Eisens, der bei der Trockenveraschung durch Flüchtigkeit und nicht durch Bindung an Kieselsäure verlorengeht, zu ermitteln, wurden je 4 aliquote Teile einer Flechte
a) naß verascht
b) trocken und mit HNO_3 und $HClO_4$ nachverascht.

Die Ergebnisse sind in Tabelle 12 zusammengefaßt:

Tabelle 12:

Aliquote	Naßveraschung	Trockenveraschung
1	1,74o mg Fe/Probe	1,65o mg Fe/Probe
2	1,8oo	1,685
3	1,79o	1,745
4	1,785	1,675
Mittel	1,778	1,685
s (Mittelw.)	o,o24	o,o28
s (Einzelw.)	o,o49	o,o56
in %	1oo	95

Bei der Naßveraschung wurden im Mittel 1,778 ± o,o24 mg Fe/Probe gefunden, bei der Trockenveraschung nur 1,685 ± o,o28. Dies entspricht einem Flüchtigkeitsverlust an Eisen von 5 %.

4. Kaltveraschung von Flechten mit aktiviertem Sauerstoff

Bei der Kaltveraschung werden Temperaturen von 18o° C nicht überschritten. Sie garantiert temperaturmäßig eine sehr schonende Veraschung des Untersuchungsmaterials und sollte deshalb vor allem als Mineralisationsmethode zur Analyse leicht flüchtiger Elemente geeignet sein. Dieser Umstand ließ sie - bei Trockenveraschung mit Temperaturen über 4oo°C wurde wiederholt über Eisenverluste berichtet - für die beabsichtigten Untersuchungen besonders interessant erscheinen. Zu ihrer Durchführung stand der Low-Temperature-Asher der Firma IPC zur Verfügung. Das Gerät arbeitet mit aktiviertem Sauerstoff im hochfrequenten elektrischen Feld.

Der Vergleich des Eisengehaltes kaltveraschter und naßveraschter Flechten ergab keinen signifikanten Unterschied. Kaltveraschte Flechten enthielten o,333 mg Fe/g T.S., naßveraschte o,395 mg Fe.

Die Kaltveraschung von 3,o g Flechten erforderte 6 Stunden.

Größere Flechtenproben konnten mit dem Gerät jedoch nicht verascht werden, weshalb von seinem Einsatz Abstand genommen wurde.

5. Naßveraschung von Flechten mit HNO_3 und H_2O_2

Zur Naßveraschung fand die von SANSONI und KRACKE (61) entwickelte Aufschlußmethode mit HNO_3 und H_2O_2 und Eisen-II-Ionen als Katalysator Verwendung. Auf die Zugabe von Eisen-II-Ionen konnte jedoch dabei wegen des hohen originären Eisengehaltes in Fleisch verzichtet werden. Dadurch wird die Einschleppung von Fremdeisen vermieden, die sich auf die ^{55}Fe-Bestimmung störend auswirken würde.
Das im Fleischwolf zerkleinerte und tiefgefrorene Frischfleisch (100-500 g) wird nach dem Auftauen in 3 l - Planschliffbecher eingewogen, mit 100 - 200 ml H_2O verdünnt und mit entsprechend konz. HNO_3 auf ca. pH 1 angesäuert.

Nach vorsichtigem Erwärmen und nach Abklingen der Aufschäumphase werden die Deckel aufgesetzt und die Temperatur erhöht. Mittels einer Schlauchpumpe erfolgt das kontinuierliche Zutropfen von 30 %-iger H_2O_2. Die gasförmigen Oxydationsprodukte werden in einem gemeinsamen Kondensrohr abgeführt. Die entstandene wasserklare Lösung wird auf ein Volumen von ca. 200 ml eingeengt, aus ihr mit konzentrierter NH_4OH das Eisen gefällt, zentrifugiert, das Präzipitat in konz. HCl gelöst und in 100 ml Meßkolben aufgefüllt.

Zur Bestimmung von Reproduzierbarkeit und Ausbeute wurden jeweils 6 Aliquote einer Fleischprobe mit und ohne 2,60 mg Eisenzusatz aufgeschlossen. Die Resultate sind in Tabelle 13 zusammengestellt.

Tabelle 13: Eisenausbeute bei der Naßveraschung von Fleisch mit HNO_3 und H_2O_2

Aliquot	Messung mg Fe/Probe		Aliquote + 2,6o mg Fe	Messung mg Fe / Probe	
	1	2		1	2
1	1,63	1,63	1	4,2o	4,16
2	1,93	1,96	2	4,36	4,36
3	1,63	1,7o	3	4,16	4.1o
4	1,8o	1,8o	4	4,oo	4,oo
5	1,8o	1,83	5	4,o3	4,o3
6	1,76	1,7o	6	- a)	- a)
Mittel	1,75	1,77		4,15	4,13
s(Mittelw.)	o,o7	o,o4		o,o6	o,o6
s(Einzelw.)	o,17	o,11		o,14	o,14
Ausbeute	87,5 %				

a) Probe ging verloren

Die Reproduzierbarkeit der Bestimmungen kann als gut angesehen werden. In den Proben ohne Eisenzusatz beträgt der Eisengehalt im Mittel 1,75 ± o,o7 mg bzw. 1,77 ± o,o4 bei der 2. Messung, in denen mit Eisenzusatz 4,15 ± o,o6 mg bzw. 4,13 ± o,o6. Der Eisenverlust belief sich auf 12,5 %. Er kann entweder durch Flüchtigkeit bei der Veraschung oder/und durch Verlust bei der Fällung verursacht worden sein. Unter Berücksichtigung dieses Fehlers zeigen die gefundenen Eisenwerte für Rindfleischproben gute Übereinstimmung mit den in der Literatur angegebenen Eisenkonzentrationen (12, 45, 74). Der HNO_3-H_2O_2 - Aufschluß wurde deshalb für die anstehenden Fleischuntersuchungen als durchaus brauchbar erachtet.

6. Zusammenfassende Betrachtung der verschiedenen geprüften Veraschungsmethoden

Für die Bestimmung des Gesamteisens in Flechten und anderem pflanzlichen Material ist die Trockenveraschung wenig geeignet. Durch anschließendes Abrauchen mit Flußsäure ließe sich allerdings das Eisen aus dem Eisensilikat lösen. Ein wesentlicher Nachteil bestünde aber dann darin, daß bei stark sandhaltigen Proben im Sand befindliches, inaktives Eisen, namentlich bei Proben niedriger Aktivität, das Verhältnis aktives ^{55}Fe zu stabilem Eisen verfälschen würde. Deshalb wurde auf ein Abrauchen mit Flußsäure verzichtet.

Vorteile der Trockenveraschung sind ihr geringerer Arbeits-, Zeit- und Materialaufwand. Außerdem besteht hier nicht, wie bei der Naßveraschung, die Gefahr der Einschleppung von Eisenverunreinigungen aus den verwendeten Reagenzien. Zudem ist die Bestimmung des anorganischen Gewichtanteils in der Probe möglich. Der bei der Trockenveraschung entstehende Eisenverlust kann dort toleriert werden, wo, wie zur Ermittlung der ^{55}Fe-Aktivität pro mg stabilen Eisens (= spezifische Aktivität), nur die Feststellung des Verhältnisses ^{55}Fe zu stabilem Eisen in der Probe erforderlich ist.

Für die Bestimmung der spezifischen Aktivität wurde deshalb Flechten- und anderes pflanzliches Material trocken (nach Methode 2a), für die Gesamteisenbestimmung aber stets naß mit HNO_3 und $HClO_4$ verascht.

Nach Berücksichtigung der Differenz des Eisengehaltes einer Probe aus Trockenveraschung (zur Ermittlung der ^{55}Fe-Aktivität) und Naßveraschung (zur Gesamteisenbestimmung), läßt sich auch die ^{55}Fe-Aktivität pro kg Trockensubstanz bzw. pro g Asche angeben.

In einer Reihe von Proben wurde auf die gleichzeitige Trockenveraschung verzichtet und für die ^{55}Fe-Bestimmung auf die Eisenlösungen aus der Naßveraschung zurückgegriffen.

Bei der Naßveraschung sind Eisenverluste kaum zu beobachten.

Die Eisenausbeuten betragen praktisch fast 1oo %. Die Veraschung dauert 16 - 2o Stunden.

7. Arbeitsvorschrift für die Veraschung

Die durchgeführten Veraschungen zeigen, daß unter den getesteten Methoden für die Veraschung von Flechten und anderem pflanzlichen Material im Gewicht bis zu 3o g die Naßveraschung mit HNO_3 und $HClO_4$ die optimalste und für die Mineralisation größerer Mengen Fleisch (ca. 4oo g) der HNO_3-H_2O_2-Aufschluß gut geeignet ist.

a) Die Naßveraschung des pflanzlichen Untersuchungsmaterials mit HNO_3 und $HClO_4$ gestaltet sich wie folgt:

- 1o-2o g pulverisiertes Pflanzenmaterial in Trockensubstanz werden in 4oo ml Bechergläser eingewogen,
- mit H_2O zu breiiger Konsistenz angefeuchtet und 5o-1oo ml konz. HNO_3 zugegeben. Mit einem Uhrglasdeckel bedeckt, läßt man das Ganze zunächst ca. 1/2 Stunde quellen, bevor es auf einer Heizplatte bei etwa 8o° vorsichtig erwärmt wird.
- Nach Abklingen der Schaumbildung erhöht man die Heizplattentemperatur auf ungefähr 15o°C und gibt nach Zerstörung des organischen Materials bis zum Vorliegen einer klaren Lösung 1o - 2o ml 7o %-ige $HClO_4$ zu. Weiße Perchlorsäuredämpfe zeigen das Ende der Veraschung an.
- Der Uhrglasdeckel wird entfernt und die Lösung weiter eingeengt, jedoch wegen der Explosionsgefahr nicht bis zur Trockne.
- Die Asche wird mit 15 ml 8 n HCl in ein 5o ml Zentrifugenglas überspült, 5 Min. zentrifugiert und der Überstand in ein 5o ml Meßkölbchen abdekantiert. Der unlösliche Silikatrückstand wird zweimal mit je 15 ml 8 n HCl nachgewaschen und verworfen.
- Nach Überführen der Überstände in das 5o ml Meßkölbchen wird mit 8 n HCl bis zum Eichstrich aufgefüllt.
- 1,5 ml der Lösung werden für die kolorimetrische Gesamteisenbestimmung mit Sulfosalizylsäure im alkalischen Be-

reich am Autoanalyzer - Cary 14 abgezweigt und die verbleibenden 48,5 ml für den anschließenden chemischen Trennungsgang verwendet.

b) Die Naßveraschung der Fleischproben mit HNO_3 und H_2O_2 wird wie folgt durchgeführt:

- Nach dem Auftauen des zerkleinerten, tiefgefrorenen Fleisches (ca. 12 Stunden) werden davon 25o - 5oo g Fleisch abgewogen und in 3 l Planschliffbecher gebracht.
- 2oo ml H_2O und 1oo ml konz. HNO_3 zugefügt und das Ganze auf einer Heizplatte mit Magnetrührer bei einer Temperatur von 1oo°C eine Stunde kochen lassen.
- Nach Aufhören des Schäumens werden die Deckel aufgesetzt. Mit Hilfe einer Schlauchpumpe werden bei einer Geschwindigkeit von etwa 11o ml/Stunde bis zum Vorliegen einer klaren Lösung H_2O_2 (3o% $^{w}/_{w}$) zugetropft und der entstehende Dampf über ein gemeinsames Kondensrohr abgeführt.
- Die Lösungen werden anschließend durch weiteres Erhitzen auf etwa 2oo ml eingeengt und durch Zugabe von konz. NH_4OH alkalisch gemacht.
- Der entstandene grau-weiße Niederschlag wird in 1oo ml Zentrifugengläser überführt, 3o Minuten lang abzentrifugiert und in 5o ml konz. HCl gelöst, wobei eine annähernd 8 n HCl-Lösung erreicht wird.
- Die Lösung gibt man je nach ursprünglicher Einwaage in ein 5o bzw. 1oo ml-Meßkölbchen und füllt mit konz. HCl bis zum Eichstrich auf. 1,5 ml werden für die Eisenbestimmung abgezweigt.

* (weight per weight)

III. Gesamteisenbestimmung

Zur Bestimmung des Gesamteisengehaltes im untersuchten biologischen Material wurden verschiedene Methoden auf ihre Eignung geprüft. Die zu untersuchenden Lösungen liegen in 5o bzw. 1oo ml 8 n HCl vor. Um die Menge an zu analysierendem Probenmaterial gering zu halten, soll die Bestimmung mit einem möglichst kleinen aliquoten Teil der Lösung ausgeführt werden und im Bereich von o,1 - 4,o g Fe/l zuverlässige und genügend genaue Werte liefern.

1. Herstellung der Eisenstandardlösungen

Um eine Bezugsgröße für die zu messenden Eisenkonzentrationen der Probenlösungen zu haben, ist eine Eisenstandardlösung mit bekanntem Eisengehalt erforderlich. Zu diesem Zwecke und zur Kontrolle ihrer Genauigkeit wurden 2 Eisenstandardlösungen hergestellt:
Die erste aus Eisennitrat p.A. in einer Konzentration von 5,585 mg Fe/ml o,4 n HCl,
die zweite aus Reinst-Eisenpulver in einer Konzentration von 4 mg Fe/ml o,4 n HCl.
Die durchgeführten Eichungen zeigten bei beiden identische Ergebnisse.

2. Kolorimetrische Bestimmung des Eisens mit Sulfosalizylsäure (SSS)

Die kolorimetrische Eisenbestimmung mit SSS kann sowohl im alkalischen wie auch saurem Milieu durchgeführt werden. Zunächst wurde die Brauchbarkeit der Methode im alkalischen Milieu für die beabsichtigten Untersuchungen getestet.

a) Kolorimetrie im alkalischen Bereich

a_1 Manuelle Ausführung

Diese Methode gilt als genügend empfindlich und verhältnismäßig störungsfrei. Sie basiert auf dem Umstand, daß Fe^{++} - und Fe^{+++} - Ionen in ammoniakalischer Lösung mit SSS eine Gelbfärbung mit einem Extinktionsmaximum bei 424 nm ergeben. Zur manuellen Ausführung werden 2 ml Probenlösung in je 1oo ml Bechergläser überführt und mit H_2O auf 5o ml aufgefüllt, dann 1o ml 2o %-ige ($^{W}/_{v}$)* SSS und 1 ml 2 n NH_4Cl zugesetzt. Die Einstellung des pH-Wertes von pH 1o erfolgt mit konz.

* (weight per volume)

NH_4OH und konz. HCl.

Die Lösungen werden mit H_2O jeweils in einen 1oo ml Meßkolben überspült und bis zum Eichstrich mit H_2O aufgefüllt. Auf die gleiche Weise werden nach Abpipettieren steigender Mengen Fe aus der Eisenstandardlösung Eichlösungen von 1; 3; 1o; 3o Mol Fe/l Meßlösung hergestellt.
Außer Analysen - und Eichlösungen wurde noch zusätzlich eine Blindlösung gemessen. Ihre Herstellung erfolgte mit den gleichen Reagenzien und in derselben Weise wie die der Analysen- und Eichlösungen. Sie soll eine Verfälschung der Eisenextinktion der Proben- und Eichlösungen durch in den Reagenzien evtl. enthaltene Eisenverunreinigungen vermeiden.
Vor dem Verbringen der Meßküvette zur Messung in den Lichtstrahl wurde diese jeweils dreimal mit der zu messenden Lösung gespült.
Zur Messung der Probenlösungen fanden Verwendung:
1) Der Filterphotometer Eppendorf "Mëdeor"
Lichtquelle: Quecksilberdampflampe
Filter: Hg 436 nm
Vergleichstrahl: H_2O in Küvette mit 1 cm Ø
Meßstrahl: Meßlösung in Küvette mit 1 cm Ø
2.) das Spektralphotometer Cary 14
Lichtquelle: Halogenlampe 7o V
Wellenlänge: 424 nm (Bandenmaximum)
Vergleichsstrahl: H_2O in Küvette mit 1 cm Ø
Meßstrahl: Meßlösung in Küvette mit 1 cm Ø

Auswertung:
Der Meßbereich lag zwischen O und 15 mg Fe/l Meßlösung. Hier verhielt sich die Eisenextinktion proportional zur Eisenkonzentration (Beer - Lambert'sches Gesetz). Die untere Nachweisgrenze für Eisen betrug o,5 mg Fe/l Meßlösung. Die Empfindlichkeit (Extinktion / Konzentration ; E/c) betrug beim Eppendorf-Photometer: 1/1o $\left[1/g\right]$, beim Cary-Spektralphotometer: 1/9,8 $\left[1/g\right]$.
Bei längerem Stehen der meßfertigen Analysen- und Eichlösungen war, in den Analysenproben in stärkerem Maße als in den Eichlösungen, eine Verstärkung ihrer Extinktion zu beobachten. Die Messung erfolgte deshalb unmittelbar nach ihrer

Herstellung. Verfälschungen der Analysenwerte waren dann nicht zu befürchten.

a_2 Kolorimetrische Eisenbestimmung mit dem Auto-Analyzer und dem Spektralphotometer Cary 14

Für die Reihenuntersuchungen stand der Autoanalyzer (Typ: Probennehmer II, Schlauchpumpe mit zwei Geschwindigkeiten; Fa. Technicon) kombiniert mit dem Spektralphotometer Cary 14 zur Verfügung. Das Eisen wird dabei als Eisenrhodanid-Komplex bestimmt. Diese Messung erwies sich aber als sehr störanfällig. Im Vergleich zu anderen Eisenbestimmungsverfahren ergab sie zudem stets niedrigere Eisenwerte. Sie wurde deshalb für die eigenen Untersuchungen durch die zuverlässigere Eisenbestimmung mit Hilfe von SSS im alkalischen Bereich ersetzt. Zu ihrer Durchführung mußte die Methode für automatischen Betrieb entsprechend modifiziert werden, wobei insbesondere der große Reagenzüberschuß an NH_4OH und Sulfosalizylsäure verringert wurde. Der pH-Wert der meßfertigen Analysen- und Eichlösungen betrug 9,5 und nicht 1o, wie bei manueller Ausführung der SSS-Methode im alkalischen Bereich.

Der Autoanalyzer besteht im einzelnen aus:

- Probennehmer II,
- 1,5 ml Probenbecher (mit deren Inhalt kann jeweils eine Doppelmessung durchgeführt werden),
- Glasansaugkapillare an Stelle der üblichen Metallkapillare,
- Schlauchpumpe : Proportioniérpumpe II,
- Mischschlangen und
- 1 mm Durchflußküvette (Fa. Hellma).

Zur Photometrie stand in Kombination dazu der Spektralphotometer Cary 14 zur Verfügung.

Das Fließ-Schema der "Stoff"-Ströme im Autoanalyzer zeigt Abbildung 3. Die verwendete Durchflußküvette erlaubt bei Meßzeiten von 1 Minute und Spülzeiten von o,5 Minuten je Probe den Durchsatz von 4o Proben pro Stunde.

Als Spülflüssigkeit wird anstatt Wasser 8 n HCl verwendet. Die bei Verwendung von H_2O störende Schlierenbildung konnte damit vermieden werden. Jede Lösung wurde zweimal unter folgenden Bedingungen gemessen:

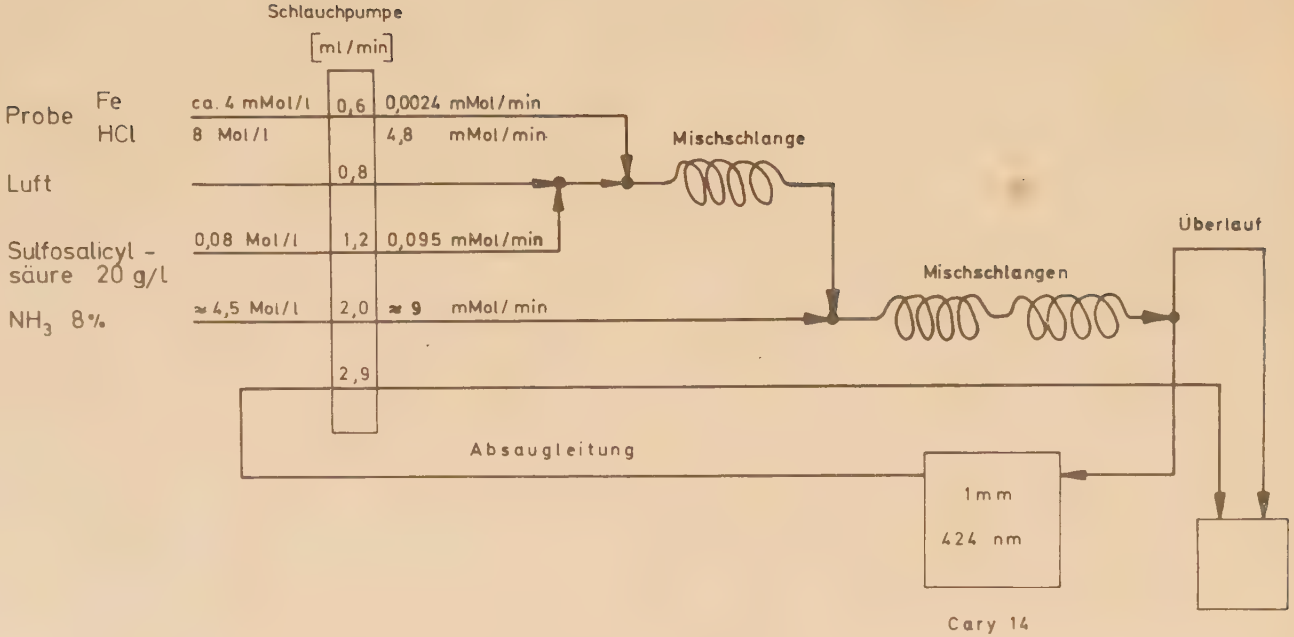
Wellenlänge: 424 nm
Lichtquelle: Halogenlampe 7o V
Meßstrahl: 1 mm - Durchflußküvette
Vergleichsstrahl: Luft ohne Küvette

Die Eichung der Meßanordnung erfolgte mit 8 n HCl-Lösung. Zur Aufstellung der Eichkurve wurden jeweils 5o ml Eichstandardlösungen unter Verwendung der Eisenstandardlösungen mit folgenden Eisenkonzentrationen hergestellt: 0; o,112; o,223; o,447 g Fe/l 8 n HCl bzw. o,o4o; o,o8o; o,16o; o,2oo; o,36o und o,4oo g Fe/l 8 n HCl.
Die Eichkurve (siehe Abbildung 4) zeigt sowohl bei Verwendung von 2o g SSS/l zur Komplexierung des Eisens wie auch bei einem SSS-Überschuß linearen Verlauf. Die beim Arbeiten mit SSS-Überschuß nur geringfügige Extinktionserhöhung rechtfertigt die für die Automatisation vorgenommene Reduzierung der SSS-Konzentration. Die zu messenden Eisen-Konzentrationen in den biologischen Proben bewegten sich um o,2 g/l und lagen somit innerhalb des linear verlaufenden Konzentrationsbereiches von o - o,5 g Fe/l. Es konnten noch Eisen-Konzentrationen kleiner als o,o1 g Fe/l erfaßt werden. Die Empfindlichkeit (E/c) belief sich auf ca. 1/o,58 $\left[\frac{1}{g}\right]$, die Reproduzierbarkeit auf $\pm$ o,oo6 g Fe/l.

a_3 Einfluß eventueller Störfaktoren auf die Eisenbestimmung mit SSS im alkalischen Bereich.

Störungen der Eisenbestimmung sind bei der pH-Abhängigkeit der Reaktion vor allem bei niedrigeren pH-Werten denkbar. Außerdem kann bei höherem Phosphatgehalt im Untersuchungsmaterial eine Beeinträchtigung der Komplexbildung und/oder der Extinktion des Eisens nicht sicher ausgeschlossen werden. Deshalb wurden der Einfluß des pH-Wertes und des Phosphatgehaltes untersucht.

Abb. 3 Fliessbild



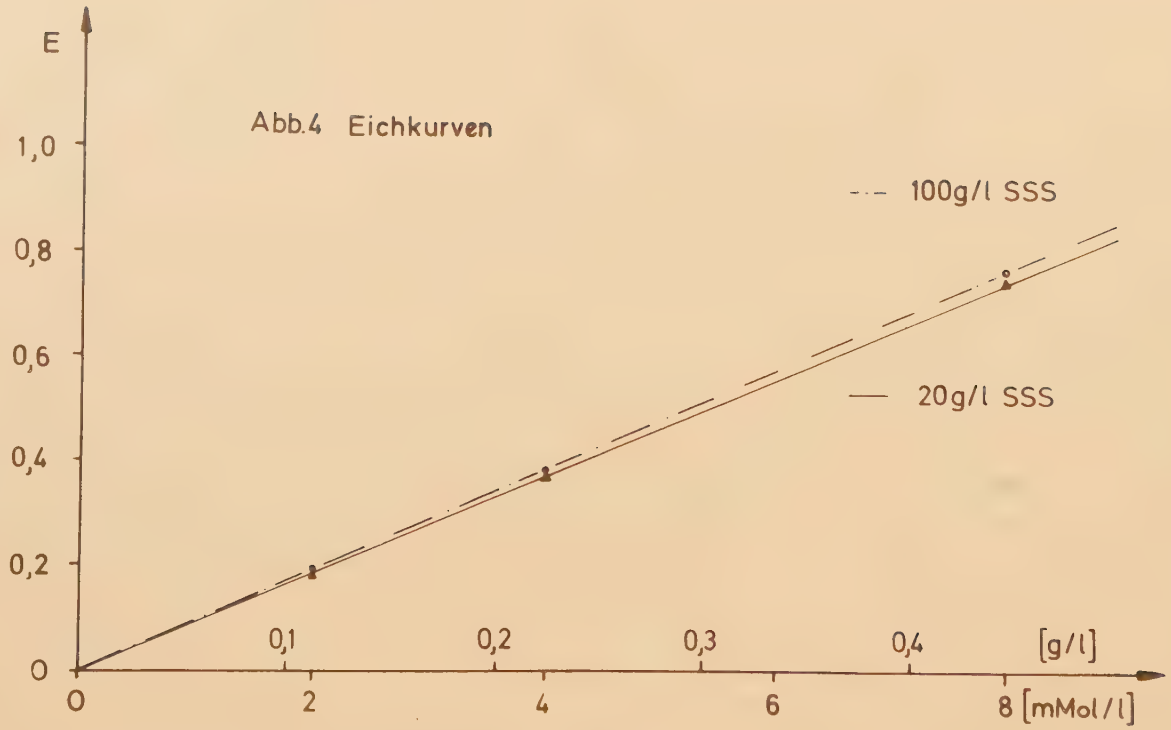


Abb.4 Eichkurven

a) Abhängigkeit der Extinktion vom pH-Wert.

Zur Einstellung des pH-Wertes von pH 1o in 8 n HCl vorliegenden Fe-Lösungen sind größere Mengen konz. NH_4OH erforderlich. Die Prüfung der pH-Empfindlichkeit der Extinktion erfolgte mit einer 11,17 mg Fe/l 8 n HCl enthaltenden Lösung bei 4 verschiedenen pH-Werten. Die Ergebnisse sind in Tabelle 14 dargestellt. Die vorgenommene Begrenzung des pH-Bereiches zwischen pH 9 und pH 11,5 schien ausreichend. da größere pH-Abweichungen bei der Einstellung der Meßlösungen auf pH 1o kaum zu erwarten sind.

Tabelle 14: Abhängigkeit der Extinktion vom pH-Wert

pH	Cary	Eppendorf
9	o,815	1,o95
1o	o,82o	1,o97
11	o.82o	1.o95
11,5	o,81o	1 o85

Der Vergleich der Eisen-Extinktionen zeigt, daß im pH-Bereich von 9 - 11,5 mit einer Beeinflussung der Extinktion nicht gerechnet zu werden braucht.

b) Einfluß von Phosphat

Zur Untersuchung des Einflusses von Phosphat auf die Extinktion des Eisenkomplexes wurden Lösungen von 1,67 und 11,17 mg Fe/l mit steigenden Konzentrationen Ammoniumdihydrogenphosphat (o - 18,4 g/l) versetzt. Die folgende Tabelle 15 vermittelt einen Überblick über den Zusammenhang von Extinktion und Phosphatgehalt.

Tabelle 15: Einfluß des Phosphatgehaltes auf die Extinktion

Phosphatkonzentration g/l	1,67 mg Fe/l		11,17 mg Fe/l	
	Ext.	%	Ext.	%
o,o	o,182	1oo	1,113	1oo
4,6	o,181	1oo	1,111	1oo
9,2	o,191	1o5	1.37o	121
18.4	o.211	116	1,385	122

Aus der Tabelle kann ersehen werden. daß die Extinktion erst bei extrem hohen Phosphatgehalten beeinflußt wird.

b) Kolorimetrie mit SSS im sauren Bereich.

Im sauren Bereich bilden Fe^{+++} - Salze mit Sulfosalizylsäure einen rot gefärbten Eisensulfosalizylkomplex. Sein Extinktionsmaximum liegt bei 505 nm. Zur Miterfassung der Fe^{++} - Ionen muß noch H_2O_2 zugegeben werden. Für die Messung ist die Lösung auf pH 3,5 einzustellen. Mit dieser Methode wurden aber in den Analyseproben stets höhere Extinktionen gemessen, als bei der Bestimmung des Eisens mit SSS im alkalischen Bereich. Vermutlich reagiert im sauren Bereich eine weitere, nicht näher identifizierte Substanz ebenfalls mit SSS unter Rotfärbung. Auf den Einsatz dieser Methode wurde deshalb verzichtet.

3. Eisenbestimmung durch Atomabsorptionsspektrometrie (mit Auto-Analyzer)

Um im Probenmaterial eventuelle, geringere Eisenkonzentrationen als mit der SSS-Methode erfassen zu können, wurde das Eisen auch atomabsorptionsspektrometrisch bestimmt. Bei ihrer Durchführung war zu beachten, daß stark saure Lösungen aus der Brennerkapillare Fe freisetzen können und dann zu hohe Eisen-Analysenwerte vortäuschen. Stark saures Milieu beeinträchtigt außerdem die Nachweisempfindlichkeit erheblich. Aus diesen Gründen mußten die Lösungen für die atomabsorptionsspektrometrische Eisenbestimmung (AAS) stark verdünnt werden. Die besten Ergebnisse wurden bei Verwendung des H_2/Luft-Brenners erhalten.

Die Messung des Eisens erfolgte auf der 248,3 nm - Absorptionslinie. Diese wird von einer zweiten, weniger stark ausgeprägten Linie von 248,8 nm begleitet. Beide werden nur bei größerer spektraler Bandbreite (1,8 nm) erfaßt. Die Miterfassung der 248,8 nm - Absorptionslinie wird bei einer spektralen Bandbreite von 0,9 nm vermieden. Die bei engerer Bandbreite geringere Empfindlichkeit wurde

durch die Registration der Extinktion in einem empfindlicheren Schreiberbereich kompensiert. Zur Optimierung der Methode wurden für die Messungen der Fe-Lösungen 2 unterschiedliche Durchlaufgeschwindigkeiten (2,5 ml und 5,o ml Lösung / Minute) sowie der Strahlengang im single pass- und triple pass- Verfahren getestet. Die höchsten Fe-Extinktionen ergab die Messung im triple-pass Strahlengang bei der Durchlaufgeschwindigkeit von 5,o ml Lösung / Minute, weshalb in den folgenden Messungen diese Bedingungen eingehalten wurden.

Außerdem wurde bei 2 Flechtenproben der Einfluß von Phosphat auf die Eisenextinkton nach Zusatz von Lanthan untersucht. Der Lanthanzusatz (alsLanthan-III-Oxyd) zu den Probenlösungen ergab keine signifikante Erhöhung des Signals, weshalb für die Untersuchungen auf seine Verwendung verzichtet wurde. Über Details gibt Tabelle 15 Auskunft (siehe Seite 71).

Bei der atomabsorptionsspektrometrischen Eisenbestimmung (AAS - Methode) wurde wie folgt verfahren:
Probenvorbereitung und Eichung:
Aus den in 8 n HCl vorliegenden Probelösungen wurde 1 ml mit 9 ml H_2O verdünnt.

Aus der Eisenstandardlösung wurden Eichstandardlösungen mit Konzentrationen von o; 2,79; 8,94; 11,17 und 22,34 mg Fe/l o,8 n HCl hergestellt. Die Eichkurve (Abbildung 5) verläuft im Konzentrationsbereich von o - ca. 7 mg Fe/l fast linear. Bei steigenden Eisenkonzentrationen ist jedoch in zunehmendem Maße eine leichte Krümmung zu beobachten. Der Meßbereich bewegte sich deshalb zwischen o und 2o mg Fe/l Lösung. Beim Auftragen von log E (Extinktion) gegen log c (Konzentration) ergibt sich innerhalb des Meßbereiches näherungsweise ein linearer Kurvenverlauf (Abbildung 6). Bei Bezug der Meßwerte auf diese Gerade ist eine hinreichend genaue Konzentrationsangabe sichergestellt.

Als optimal für die Eisenbestimmung wurden folgende Bedingungen ermittelt:

a) am Autoanalyzer:

Probendurchsatz: 4o Proben/Stunde
Meßzeit: 1 Minute
Spülzeit: o,5 min
Schlauchpumpe: Auto-Analyzer mit Dämpfungsglied
Ansaugen: 7,8 ml/min
by pass: 2,9 ml/min
Brenner: 5,o ml/min

b) am Atomabsorptionsspektrometer Beckman 979:

Hohlkathodenlampe: Fe-Ne (Nr. 169)
Heizstromstärke: 3o mA
Lichtweg: triple
Turbulenzbrenner: Nr. 4o5o (small)
Brenngase: H_2 1o Skt
Luft 7 Skt
Lichtstrahlhöhe über Brennerspalt: 2,25 inch
Spektralphotometer im Atomabsorptionsspektrometer: DB-G
Wellenlänge: 248,3 nm
Spaltbreite: o,9 nm
Verstärkung: gain 6 Skt ref. 1o Skt
Schreiber: Beckman lin-log
Bereich: log. 1o mV

Die untere Nachweisgrenze bei der AAS - Eisenbestimmung betrug 1 mg Fe/l, die Empfindlichkeit ca. 1/4o [1/mg] und die Reproduzierbarkeit ± o,4 mg/l.

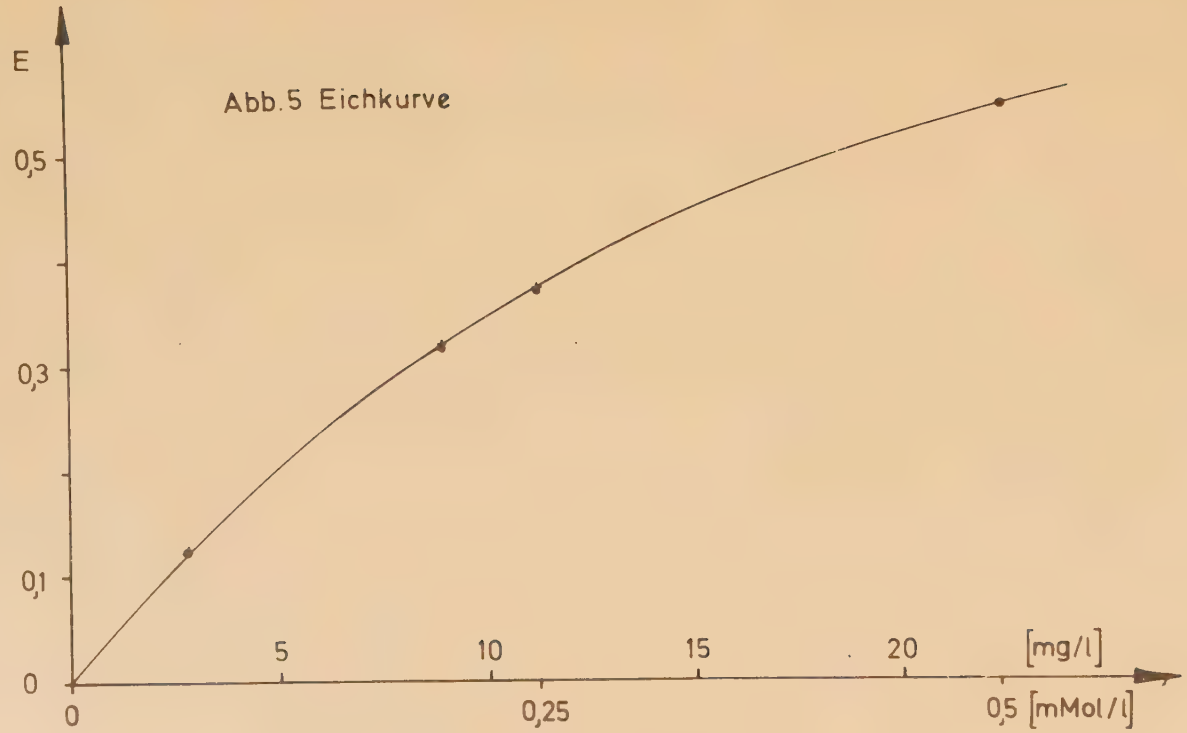


Abb.5 Eichkurve

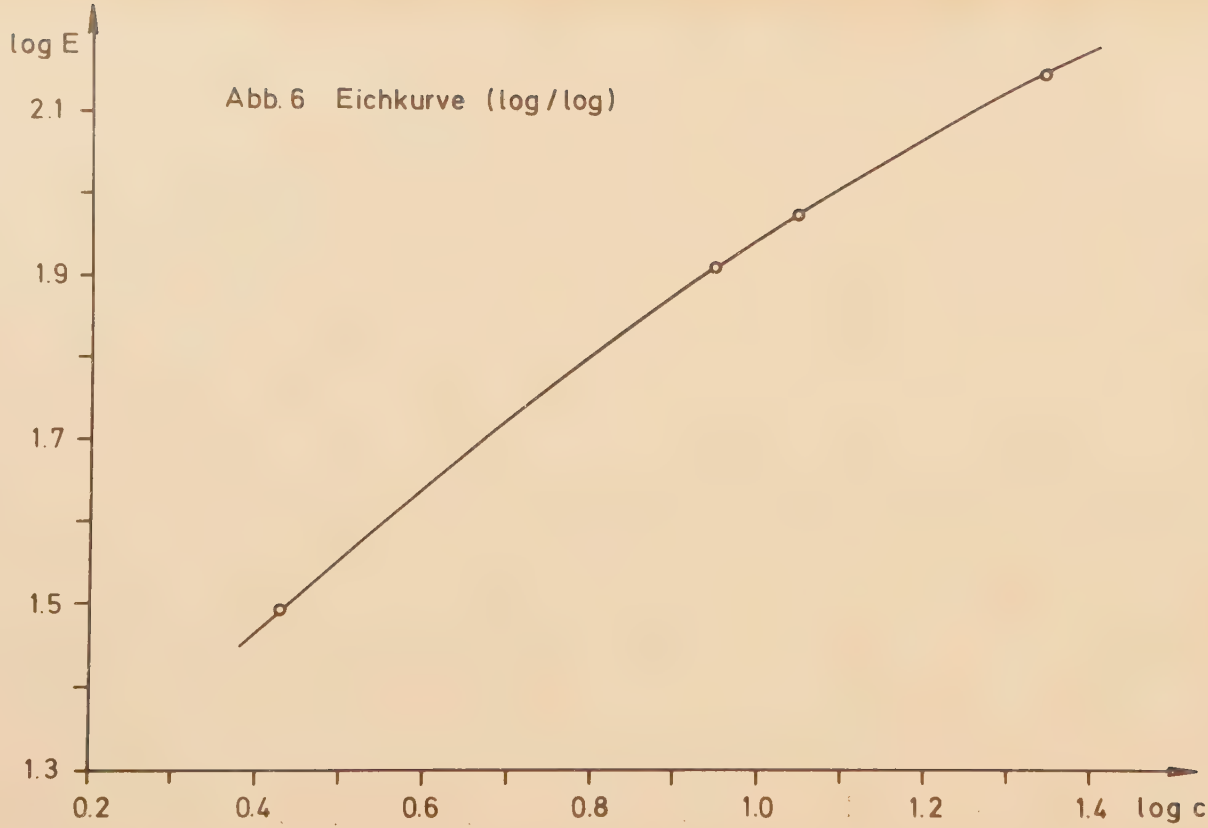


Abb. 6 Eichkurve (log / log)

4. Vergleich der Eisenbestimmungsmethoden

Zum Vergleich der Eisenbestimmungsmethoden wurde der Eisengehalt von 2 verschiedenen Flechtenproben mit der SSS-Methode bei Komplexierung im alkalischen Bereich, der Rhodanideisenbestimmung und der AAS-Methode bestimmt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 15 zusammengestellt. SSS- und AAS-Methode ergaben annähernd gleiche Eisenwerte, signifikant niedriger lagen sie bei der Rhodanidmethode.

Die Bestimmung des Gesamtmittelwertes für Eisen aus den Eisenwerten beider Flechtenproben ergab 19,9 mg Fe/l Lösung bei einer Schwankungsbreite von 5 %, wenn der Wert aus der Eisenbestimmung nach der Rhodanidmethode nicht berücksichtigt wird. Flechtenprobe Nr. 2 enthielt durchschnittlich 1,1 mg/l mehr Eisen als Probe 1. Abweichungen um 5 % vom Mittelwert - bei der AAS-Methode etwas höher als bei der SSS-Eisenbestimmung - weisen auf nur geringe Unterschiede in der Genauigkeit der Eisenbestimmungsverfahren hin. Für die beabsichtigten Untersuchungen erschien auf Grund der Vorversuche die SSS-Methode im alkalischen Milieu - Variante SSS-Auto-Analyzer-Cary 14 - am geeignetsten, bei der AAS-Eisenbestimmung die Modifikation Durchlaufgeschwindigkeit 5,o ml/min und triple pass Strahlengang.
Beide wurden deshalb nochmals anhand 5 weiterer Flechtenproben verglichen. Die Ergebnisse dieses Versuchs gibt Tabelle 16 wieder (siehe Seite 72).

Jede Probenlösung wurde zweimal sowohl bei der SSS- als auch der AAS-Methode gemessen. Die Reproduzierbarkeit dieser Doppelmessungen lag bei der SSS-Methode bei $\pm$ o,o9 mg Fe/l, bei der AAS-Methode bei o,2o mg/l. Der Unterschied in der Reproduzierbarkeit beider Methoden ist nicht signifikant. Die Mittel aus den Doppelmessungen lagen im Durchschnitt bei der SSS-Methode um o,23 mg (=1,6 %) höher als bei der AAS-Methode. Diese Differenz ist durch die nicht signifikanten Unterschiede der Reproduzierbarkeiten erklärlich. Beide Methoden lieferten fast übereinstimmende Ergebnisse, sodaß

Tabelle 15: Vergleich der Methoden zur Gesamteisenbestimmung

Methode	Wellenlänge	Meßdatum	Messungen	Probe 1	Probe 2	Mittelwert	Diff.
AAS H_2/Luft;Spaltbreite 1,18nm Durchlaufgeschwindk.5,0ml/min Lichtstrahl triple pass	248,8+ 248,3	10.4.70	4	19,2	20,0	19,6	0,8
AAS H_2/Luft;Spaltbreite 0,90nm Durchlaufgeschwindk.5,0ml/min Lichtstrahl triple pass	248,3	13.4.70	3	18,0	19,8	18,9	1,8
AAS H_2/Luft;Spaltbreite 0,90nm Durchlaufgeschwindk.2,5ml/min Lichtstrahl triple pass	248,3	20.4.70					
mit Lanthan			3	20,6	21,2	20,9	0,6
ohne Lanthan			3	20,0	21,0	20,5	1,0
Durchlaufgeschwindk.5,0ml/min Lichtstrahl single pass		23.4.70					
mit Lanthan			1	18,7	20,4	19,6	1,7
ohne Lanthan			1	19,9	21,4	20,7	1,5
SSS Eppendorf;manuell	436	13.4.70	1	18,5	19,0	18,7	0,5
		14.4.70+	1	19,0	20,0	19,5	1,0
SSS Cary-14;manuell	424	14.4.70+	1	20,0	21,5	20,8	1,0
Rhodanid;Auto-Analyzer-Cary 14	480	10.4.70	2	16,6	17,2	16,9	0,6

+ = Wiederholung der Messung vom 13.4.70

Tabelle 16: Vergleich der Methoden zur Gesamteisenbestimmung
(Alle Doppelmessungen am 2.6.70)

Nr.	Methode	Eisengehalt in mg/l Proben Nr. 1	2	3	4	5
a	SSS-Auto-Analyzer-Cary 14	16,20	12,80	16,40	14,60	10,40
		16,40	12,80	16,60	14,60	10,40
	Mittel	16,30	12,80	16,50	14,60	10,40
b	AAS-Auto-Analyzer-Beckmann	15,60	12,75	16,40	13,90	10,60
		15,80	12,75	16,10	14,40	10,60
	Mittel	15,70	12,75	16,25	14,15	10,60
	Differenz a-b	+0,60	+0,05	+0,25	+0,45	-0,20
	Mittel a und b	16,00	12,78	16,38	14,38	10,50

bei ihrer Verwendung eine hinreichend genaue Eisenbestimmung gesichert ist. Die relative Reproduzierbarkeit beider Methoden liegt mit Sicherheit < 5 %. Sie wird für die beabsichtigten Untersuchungen für ausreichend erachtet.

Wegen des geringen Arbeitsaufwandes wurde im allgemeinen der Eisenbestimmung mit der SSS im Auto-Analyzer-Cary 14 der Vorzug gegeben. Der Bedarf an Meßlösung war mit 1,5 ml nur unerheblich größer als bei der atomabsorptionsspektrometrischen Eisenbestimmung.

IV. Abtrennung des Eisens für die ^{55}Fe-Bestimmung

Die Abtrennung des Eisens für die ^{55}Fe-Bestimmung aus der 8 n HCl-Lösung erfolgte in Anlehnung an die von JAAKKOLA beschriebene Methode der Abtrennung von Eisen aus biologischem Material (12).

- Zu ihrer Durchführung werden nach Entnahme von 1,5 ml zur Gesamteisenbestimmung die in den 5o ml-Meßkölbchen verbleibenden 48,5 ml Lösung in einen 1oo ml Scheidetrichter überführt.
- Nach Zugabe einiger Tropfen 3o %-iger H_2O_2 wird das Eisen zweimal mit je 25 - 3o ml Di-iso-propyläther jeweils 3o sec. lang ausgeschüttelt. (Falls dabei zwei verschiedene Ätherphasen entstehen, werden diese zusammen weiterbehandelt.) Die Wasserphase wird verworfen. Aus den kombinierten Ätherfraktionen wird das Eisen zweimal mit je 15 ml H_2O rückextrahiert und beide wässrigen Extraktionsphasen in ein 5o ml Zentrifugenglas verbracht. Die Ätherphase wird dann verworfen.
- Durch Zugabe einiger Tropfen konz. NH_4OH fällt das Eisen als Hydroxid aus.
- Um eventuell noch verbleibenden Äther abzudampfen, verbringt man das Zentrifugenglas in ein heißes Wasserbad. Nach 5-minutigem Zentrifugieren wird abdekantiert und das Präzipitat in o,2 n HCl gelöst.
- Die Lösung läßt man anschließend eine, vorher mit o,2 n HCl gewaschene, 19o mm hohe Kationen-Austauschersäule (Dowex 5o W x 4, 5o/1oo mesh) von 3 mm Ø durchlaufen. Die Tropfgeschwindigkeit beträgt o,3 - o,6 ml/min.

- Die Säule wird dann mit 3o - 5o ml o,2 NHCl gewaschen und in Anschluß daran aus ihr das Eisen mit o,5 %-iger Oxalsäure eluiert. Für jede Probe wird die Säule mit neuem Austauscher beschickt.
- Nach Hinzufügen eines Tropfens 3o %-iger H_2O_2 fällt man das Eisen mit einigen Tropfen konz. NH_4OH, zentrifugiert 3o min. und dekantiert den Überstand ab.
- Den Niederschlag löst man in 3 Tropfen konz. HCl und überspült mit H_2O in ein 1o ml Meßkölbchen. Daraus wird 1 ml sorgfältig in ein weiteres 1o ml Meßkölbchen abpipettiert und dieses mit 8 n HCl bis zum Eichstrich aufgefüllt. Diese Lösung verwendet man dann für die zweite kolorimetrische Eisenbestimmung am Autoanalyzer Cary 14.

V. Herstellung der Meßpräparate

Zur Herstellung möglichst dünner, trägerarmer Meßpräparate wurde das von JAAKKOLA verwendete, modifizierte Verfahren nach HAHN benützt (12, 7). Das Eisen wird dabei aus ammoniakalischer Lösung, der Ascorbinsäure und Natriumzitrat als Komplexbildner zugegeben wurden, elektrolytisch abgeschieden.

Zur Elektrolyse wurde ein Elektrolyse-Gefäß benützt, dessen abschraubbarer vernickelter Metallsockel das Kupferplättchen (Ø 27 cm) als Kathode gegen einen Gummiring preßt, der die Kammer gegen die Plexiglaswandung abdichtet. Die Kathodenfläche weist einen Durchmesser von 23 mm auf. Als Anode findet ein Platindraht Verwendung, dessen Ende helixartig gewickelt ist.

Abbildung 7 gibt das Elektrolysegefäß im Aufriß wieder.

Die Spannung liefert ein Gleichstromgerät (RIM RN 3oo5). Die Lösung braucht nicht gerührt zu werden, da bei der Elektrolyse entstehende Gasblasen für genügende Durchmischung sorgen.

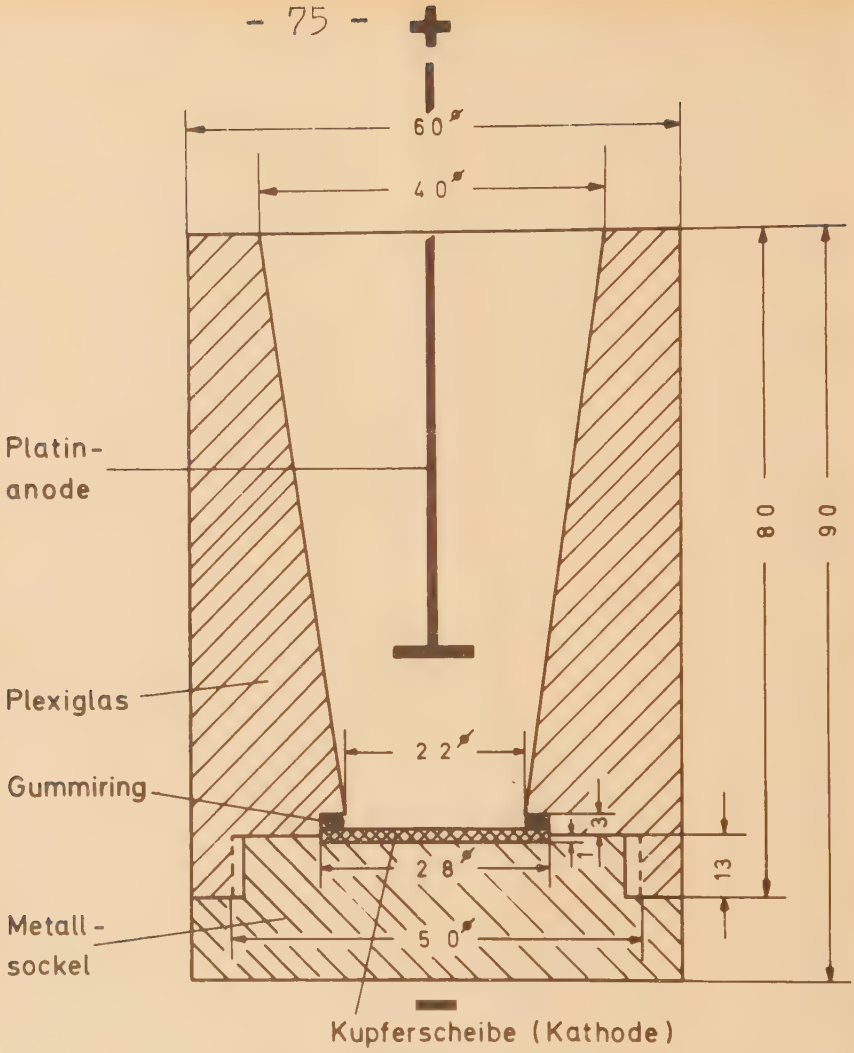


Abb.7 Elektrolysezelle für die Abscheidung von Eisen an Kupferscheiben

Im einzelnen wird bei der Elektrolyse des Eisens folgendermaßen vorgegangen:

- Das vorgesehene Kupferplättchen ätzt man in ca. 37 %-iger HNO_3 an und wäscht es zunächst mit H_2O, anschließend mit Methanol. Nach dem Trocknen wird es in die Elektrolyse-Apparatur eingelegt.
- Die nach dem chemischen Trennungsgang verbliebenen 9 ml Eisenlösung werden in den Elektrolysebehälter überspült sowie zur Spülung des Meßkölbchens verwendete weitere 5 ml H_2O. Anschließend bringt man ungefähr 5o mg zugesetzte kristalline Ascorbinsäure in Lösung. Zur Einstellung des pH von 9,o werden noch 8 Tropfen konz. NH_4OH zugegeben. Nach Hinzufügen von 2 ml gesättigter Natriumzitratlösung füllt man mit H_2O auf ein Gesamtvolumen von rund 2o ml auf. Die Lösung soll schlierenfrei sein.
- Bei einem Abstand der Platinkathode zur Kupferanode von rund 2 cm und einem Strom von 35o - 4oo mA wird die Lösung 5 Stunden lang elektrolysiert. Das Ende der Elektrolyse gibt sich durch ein nahezu Farbloswerden der Lösung zu erkennen. Gleichzeitig macht sich eine starke Gasentwicklung bemerkbar. (Dies kann allerdings schon vor Ablauf der 5 Stunden erfolgen.)
- Das Kupferplättchen wird dann aus der Halterung entfernt, mit H_2O und Methanol gewaschen und trocknen lassen.

Bei 49 Elektrolysen - Abscheidedauer zwischen 3 1/2 und 5 Stunden - wurde die chemische Ausbeute an Eisen bestimmt. Die Messung eventuell nicht aus der Lösung abgeschiedenen Eisens erfolgte atomabsorptionsspektrometrisch. Für die Rückstandsbestimmung wurde die Elektrolytlösung direkt verwendet. Sie besitzt am Ende der Abscheidedauer einen pH von ca. 8,5. Die Eichlösungen werden mit den gleichen Reagenzien wie die Elektrolyselösungen hergestellt und ihr pH ebenfalls auf 8,5 eingestellt.

Die Eisenausbeuten betrugen 99,6 $\pm$ o o5 %. Bei Eisenmengen zwischen 1 und 2o mg und einer Elektrolysedauer von 5 Stunden kann ein Verlust von kleiner als 1 % als gesichert gelten.

Auch bei kleineren Eisenkonzentrationen wurde die Elektrolyse prinzipiell erst nach 5 Stunden beendet und auf halbqualitative Tests zur Überprüfung des Eisen-Abscheidungsgrades verzichtet.

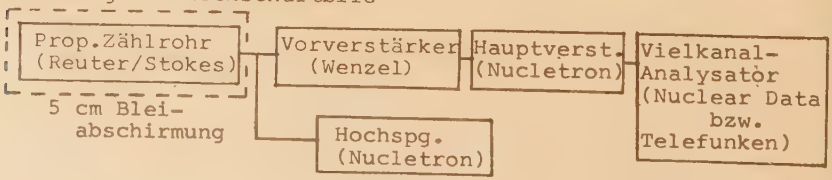
VI. ^{55}Fe-Aktivitätsmessung

Die Messung der ^{55}Fe-Aktivität über die Auger-Elektronen bereitet große Schwierigkeiten, weshalb sie zweckmäßiger über die K-Röntgenstrahlung von 5,9 KeV des Mangans erfolgt. Für die Messung eignen sich insbesondere spektrometrische Meßanordnungen. In Vorversuchen wurde die K-Röntgenstrahlung mit NaJ-Detektor, Flüssigszintillationstechnik und Proportionalzählrohr spektrometrisch erfaßt. Auflösungsvermögen, Reproduzierbarkeit und Nulleffekt lassen die Messung des ^{55}Fe mit dem Proportionalzählrohr am geeignetsten erscheinen.

1. Geräte

Als Proportionalzählrohr fand der Typ RJG-61 M 1 von REUTER und STOKES mit dünnem Berylliumfenster (Ø 1", Dicke o,oo5") Verwendung, das niederenergetische Strahlung kaum absorbiert. Der Abstand zwischen Fenster und Meßpräparat betrug 2 mm. Das Füllgas des Zählrohrs bestand aus 97 % Xe und 3 % CO_2. Um den Nulleffekt möglichst niedrig zu halten, wurde das Zählrohr allseitig durch 5 cm Blei gegen störende Umgebungsstrahlen abgeschirmt. Die im Detektor ausgelösten Impulse wurden über einen ladungsempfindlichen Vorverstärker Typ:VV-P; Nucleton in einem Vielkanalanalysator Typ: MSVRA 11oo Telefunken bzw. Typ: ND 22oo Nuclear Data gespeichert. Die Datenausgabe erfolgt mit einer Teletype Typ:ASR 33. In Abbildung 8 ist ein Blockschaltbild der Meßanordnung dargestellt.

Abbildung 8: Blockschaltbild



2. Eichung der Meßanordnung

Zur Eichung der Meßanordnung wurde neben dem ^{55}Fe-Standardpräparat (IAEA) noch ein ^{57}Co-Standardpräparat (IAEA) benützt. Seine Röntgenlinien liegen bei 6,4 KeV und 14,4 KeV. Die Messung des Eisens erfolgte bei einer Kanalbreite von o,4 KeV / Kanal. Der Energiebereich für die ^{55}Fe-Messung wurde so gewählt, daß er ein möglichst optimales Verhältnis von Meßeffekt zu Nulleffekt ergibt. Für die 5,9 KeV-Röntgenlinie des Mangans konnte eine Auflösung von o,95 KeV Halbwertsbreite erreicht werden. Der Energiebereich für die ^{55}Fe-Messung lag beim Nuclear Data - Vielkanalanalysator am günstigsten zwischen 3,5 und 8,3 KeV, beim Telefunken-Vielkanalanalysator im Bereich zwischen 3,9 und 7,9 KeV.

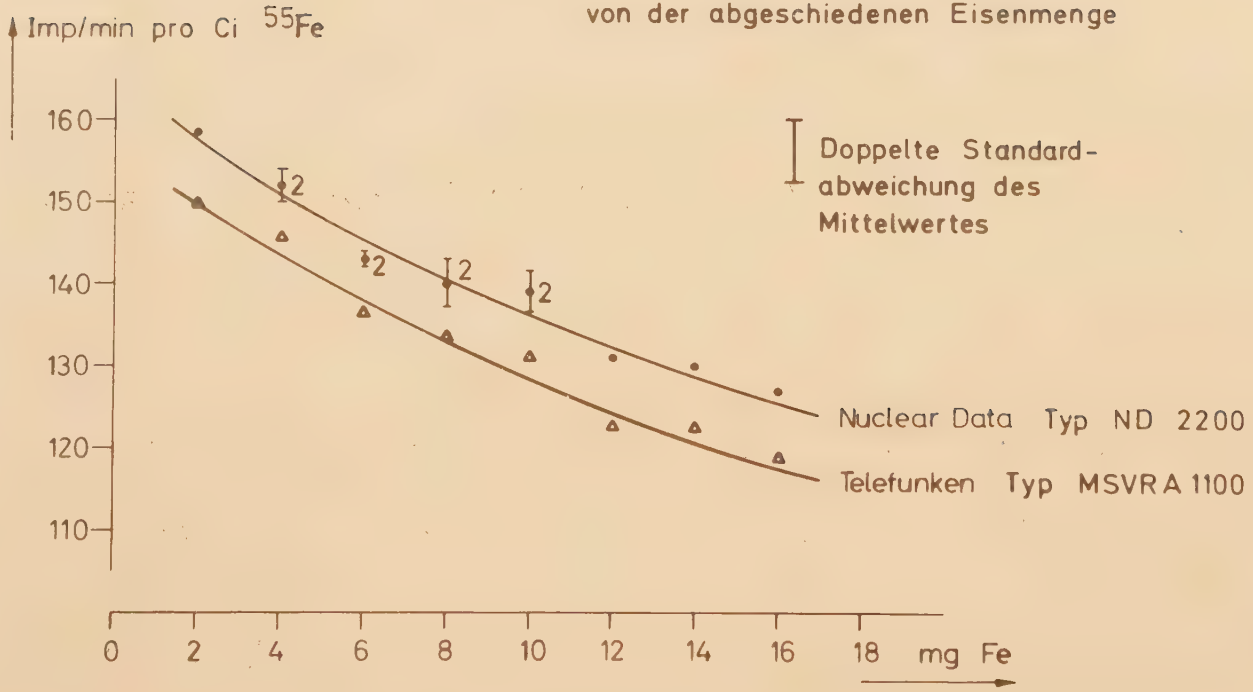
Der Nulleffekt betrug bei Verwendung des Nuclear Data-Geräts 11,8 $\pm$ o,5 Imp/min bzw. 8,8 $\pm$ o,2 Imp/min bei der Telefunkenmeßeinrichtung.

3. Bestimmung der Nachweisempfindlichkeit.

Zur Berechnung der Aktivität einer Probe muß die Nachweisempfindlichkeit der Meßanordnung bekannt sein. Diese ist bei relativ energiearmer Strahlung stark von der Schichtdicke des Meßpräparates abhängig, da sich hier die Selbstabsorption besonders störend bemerkbar macht. Zu ihrer Bestimmung wurden konstante Mengen einer ^{55}Fe-Standardlösung (IEZ 52; Radiochemical Centre, Amersham, Buckinghamshire; 8,28 $\pm$ 3 % Ci/g Lösung am 22.11.1966) mit steigenden Mengen (2 - 16 mg) inaktiven Eisens elektrolytisch abgeschieden. Anhand der Messung der Eichpräparate erfolgte die Aufstellung der Eichkurve (siehe Abb. 9), aus der dann die Nachweisempfindlichkeit errechnet wurde.

Die Eichkurve zeigt einen leicht gekrümmten Verlauf, sie befindet sich jedoch auch bei abgeschiedenen Eisenmengen von 16 mg / Präparat noch nicht im "Sättigungsbereich", sodaß die gemessenen Impulse/Minute/nC ^{55}Fe noch genügend genau abgelesen werden können.

Abb. 9 Empfindlichkeit in Abhängigkeit von der abgeschiedenen Eisenmenge



Die Nachweisempfindlichkeit betrug mit dem Nuclear Data-Gerät 159 Imp/min/nCi, was einer Zählausbeute von 7,2 % entspricht bzw. 15o Imp/min/nCi (= 6,8 % Zählausbeute) beim Telefunken-Analysator. Die nur wenig voneinander abweichenden Werte erklären sich durch die unterschiedlich gewählten Integrationsbereiche.

4. Errechnung der Nachweisgrenze

Als Nachweisgrenze für die kleinste noch meßbare Aktivität wurde diejenige Aktivität definiert, die in einer bestimmten Meßzeit die Zählrate um die dreifache, mittlere Abweichung der Nulleffektrate erhöht (33).

$$NG = \frac{3 \cdot \sqrt{R_o}}{\eta \cdot \sqrt{t}}$$

Dabei bedeutet: R_o den Nulleffekt oder die Untergrundzählrate $\left[\text{Imp/min}\right]$

η die Nachweisempfindlichkeit (bezogen auf die jeweils eingesetzte Eisenmenge) $\left[\text{Imp/min}\right]$,

t die Meßzeit $\left[\text{min}\right]$.

Legt man die Nachweisempfindlichkeit des 2 mg-Eichpräparates zu Grunde, ergab sich als Nachweisgrenze für Eisen-55 6,o pCi beim Nuclear Data Analysator bzw. 8.8 pCi beim Telefunken-Gerät.

5. Messung des Präparates im Proportionalzählrohr

Die statistische Sicherheit eines Meßwertes hängt wesentlich von der Meßzeit ab. Bei Proben niedriger Aktivität empfehlen sich deshalb längere Meßzeiten. Für hohe Aktivitäten erwies sich eine Meßzeit von 33,3 Minuten als ausreichend. Die Mehrzahl der Proben mußte jedoch wegen ihrer geringen ^{55}Fe-Aktivitäten 2 x 33,3 Minuten gemessen werden.

6. Berechnung der Aktivität der Probe

Die ^{55}Fe-Aktivität einer Probe wird zumeist in Form der spezifischen Aktivität angegeben, d.h. sie wird auf 1 mg stabiles Eisen bezogen. Gelegentlich findet sich auch die Angabe $^{55}Fe/g$ oder kg Trockengewicht.
Als Datumsbezug wird meist der Tag der Probennahme gewählt. Der zwischen Probennahme und der Messung erfolgte Aktivitätsabfall (HWZ 2,7 Jahre) muß dabei allerdings berücksichtigt werden.
Die Berechnung der spezifischen Aktivität des Eisens erlaubt die folgende Formel:

$$A = \frac{R_n}{\eta \cdot m\,(e^{-\lambda t})} \quad \left[\text{pCi/mg-Fe}\right]$$

Dabei bedeutet: R_n die Nettozählrate oder die Differenz von Bruttoeffekt und Nulleffekt [Imp/min]
η die Nachweisempfindlichkeit,
m die elektrolytisch abgeschiedene Eisenmenge,
$e^{-\lambda t}$ den Korrekturfaktor für den Abfall der Aktivität während der zwischen Probennahme und Messung verstrichenen Zeit.

Für die Angabe der ^{55}Fe-Aktivität/kg Trockengewicht ist A mit dem Gehalt an mg Gesamteisen/kg Trockengewicht zu multiplizieren.

VII. Prüfung der Genauigkeit des Analysengangs und der Aktivitätsmessung

Zur Prüfung der Genauigkeit von Analysen und Messungen wurden vier Aliquote (a, b, c, d) einer Flechtenprobe (Cl.imp.) trocken verascht, auf Eisen analysiert und die ^{55}Fe-Aktivität gemessen. Die Ergebnisse des Versuchs zeigt Tabelle 17.

Tabelle 17: Prüfung der Genauigkeit von Analysen und Aktivitätsmessung

Aliquot	mg Fe/g Tr.S.	Asche/g Tr.S. %	mg Fe/g Asche	chem. Ausbeute %	pCi ^{55}Fe/mg Fe (±1s Zählfehler)
a	o,49o	3.28	14.9	1o2.2	67.o ± 3.2
b	o,545	3,32	16,4	99.1	71.2 ± 3 1
c	o,49o	3,3o	14,8	95,o	67,2 ± 3,2
d	o,515	3,26	15,7	95.1	77,5 ± 3,8
Mittel	o,51o	3,29	15,5	97,9	7o,7
s(Mittelw.)	o.o13	o,o1	o.4	1,7	2.5
s(Einzelw.)	o.o26	o,o2	o,8	3.5	4.9

Die Resultate zeigen gute Übereinstimmung. Vom eingesetzten Eisen konnten nach der Analyse im Mittel 97,9 ± 1,7 % wiedergefunden werden. Die Messung des ^{55}Fe ergab im Mittel 7o,7 ± 2,5 pCi ^{55}Fe/mg Fe.

Zu Vergleichszwecken stellte Herr Dr. JAAKKOLA freundlicherweise von ihm bereits analysierte Proben von Flechten und anderem biologischen Material für Analyse und Messung zur Verfügung. Die eigenen Resultate sind in Tabelle 18 den schriftlich mitgeteilten Ergebnissen JAAKKOLA's gegenübergestellt.

Tabelle 18:

Probe	Tag der Probennahme	JAAKKOLA pCi ^{55}Fe/mgFe	%	eigene Werte pCi ^{55}Fe/mg Fe	%
Cl.alp.	2.1o.64	218 ± 6	1oo	231 ± 6	1o6
Cl.alp.	6.11.67	3o	1oo	3o,1 ± 1,7	1oo
Decchampsia flexuosa	3o. 7.63	1o92 ± 23	1oo	224 ± 1o	49
Renleber	17. 3.66	195 ± 4	1oo	193 ± 3	99
Renfleisch	29. 8.66	13o ± 5	1oo	151 ± 6	116

Bleibt die Grasprobe (Decchampsia flexuosa) unberücksichtigt, stimmen die Ergebnisse gut überein. Setzt man JAAKKOLA's Werte gleich 1oo %, so lagen die eigenen Ergebnisse im Mittel bei 1o5 %. Die größere Abweichung in der Probe Decchampsia flexuosa erklärt sich möglicherweise aus dem unterschiedlichen Anteil an Wurzeln, Halmen und Blüten.

E. ERGEBNISSE UND BESPRECHUNG DER ERGEBNISSE

Flechten

1. Eine Übersicht der in Flechten erhaltenen Ergebnisse vermittelt Tabelle 2o. In ihr sind die Proben nach dem Entnahmedatum angeordnet und für jede Probe der Entnahmeort, die geographische Lage, das langfristige, jährliche Niederschlagsmittel, die Aktivität von ^{55}Fe pro kg Trockensubstanz, pro mg Gesamteisen und pro g Asche sowie der Gesamteisengehalt pro g Trockensubstanz und pro g Asche aufgeführt. Zur besseren Übersicht wurden zusätzlich noch die spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten (pCi/mg Fe) aller untersuchten Flechten in Abbildung 1o graphisch dargestellt.

Die Aufstellung gibt Aufschluß über die Ergebnisse von insgesamt 98 in der Zeit von Herbst 1965 bis Ende 197o in Mitteleuropa und auch in Skandinavien gesammelten Proben verschiedener Strauchflechten der Gattung Cladonia und Cetraria. Eine Probe aus Finnland war bereits im Oktober 1964 gezogen worden, eine andere aus Niederbayern erst März 1971.

Die in den Flechten ermittelten ^{55}Fe-Aktivitäten schwankten zwischen 139,o nCi/kg Trockensubstanz (1965) und o,7 nCi/kg Trockensubstanz (197o). In ihrer Asche wurden zwischen 6,9 nCi/g (1965) und o,o9 nCi/g (197o) gemessen. Die spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten der Flechten bewegten sich zwischen 231 pCi/mg Fe (1964) und 1,6 pCi/mg Fe (197o).

Am stärksten waren die Flechten 1965 kontaminiert, am geringsten 197o. Der kontinuierliche Rückgang der ^{55}Fe-Flechtenkontamination während des Untersuchungszeitraumes ist offensichtlich. Nur 1968/69 war zwischenzeitlich ein kurzfristiger, geringer Wiederanstieg der ^{55}Fe-Kontamination in mitteleuropäischen wie auch in finnischen Flechten zu beobachten gewesen.

Im untersuchten Flechtenmaterial wurden bei Bezug auf g Trockensubstanz Eisengehalte zwischen o,234 und 1,99o mg/Fe gefunden, bei Bezug auf 1 g Flechtenasche zwischen 16,3 und 59,7 mg Fe.

Tabelle 2o. ^{55}Fe -Aktivitäten und Gesamteisengehalte sämtlicher untersuchten Flechtenproben
1 s Zählfehler ist angegeben.

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm	^{55}Fe -Aktivität nCi/ kg T.S.	nCi/ g Asche	pCi/ mg Fe	Gesamteisen pro g T.S.	g Asche
1		SF		2.1o.64	Cl.alp.	25o-5oo	76,3±2,o	6,34±1,6o	231,o±6,o	o,33o	27,4
2	Kulmbach	Ofr.	5o-51	1. 8.65	Cetr.isl.	8oo-85o	94,o±3,8	5,6o±o,23	98,5±4,o	o,957	57,5
3	Kulmbach	Ofr.	5o-51	1. 8.65	Cl.rang.	8oo-85o	139,o±6,1	2,46±o,11	7o,o±3,1	1,99o	35,1
4	Berchtesgaden	Obb.	47-48	18. 8.65	Cl.rang.	15oo	37,o±1,o	2,o4±o,o6	96,o±2,7	o,39o	21,2
5	Seefeld	Tirol/A	47-48	18. 8.65	Cl.rang.	1ooo-125o	74,5±2,9	4,55±o,18	92,5±3,6	o,8o4	49,3
6	Seefeld	Tirol/A	47-48	18. 8.65	Cl.rang.	1ooo-125o	95,5±3,2	5,7o±o,19	1o8,o±3,6	o,885	52,7
7	Deggendorf	Ndb.	48-49	6. 9.65	vorwieg. Cl.rang.	1ooo-11oo	76,6±2,2	3,9o±o,11	1o1,5±2,9	o,755	38,4
8	Wernberg	Opf.	49-5o	9. 9.65	Cl.silv.	7oo	48,3±2,5	2,o1±o,1o	51,4±2,6	o,94o	39,1
9	Wernberg	Opf.	49-5o	9. 9.65	Cetr.isl.	7oo	3o,4±1,8	1,62±o,o9	37,4±2,2	o,815	43,5
1o	Buching	Schwaben	47-48	14. 9.65	Cl.rang.	14oo-15oo	126,o±2,1	4,36±o,o1	195,o±4,1	o,65o	22,4
11	Rendsburg	Schl.H.	54-55	1o.1o.65	Cl.imp. (4Proben)	765-8oo	66,8	2,o5	7o,7	o,945	28,8

Fortsetzung der Tabelle 2o:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum der Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm	^{55}Fe -Aktivität nCi/ kg T.S.	nCi/ g Asche	pCi/ mg Fe	Gesamteisen pro g T. S.	g Asche
12	Innien-Neumünster	Schl.H.	54-55	1o.1o.65	Cl.imp.	75o-8oo	56,7±5,2	2,82±o,26	83,5±7,8	o,68o	33,8
13	Hannover	Nd.S.	52-53	1o.1o.65	Cl.imp.	675-7oo	4o,7±3,2	1,61±o,12	55,5±4,3	o,734	29,1
14	Kreuzberg	Ufr.	5o-51	18.1o.65	Cetr.isl.	85o-9oo	76,5±2,3	3,7o±o,11	114 ±3,o	o,671	32,5
15	Kreuzberg	Ufr.	5o-51	18.1o.65	Cl.silv.	85o-9oo	71,3±2,2	3,26±o,1o	1o8 ±3,3	o,659	3o,2
16	St.Blasien	Baden	47-48	2o.11.65	Cl.silv.	12oo-14oo	63,o±1,7	5,2o±o,14	182 ±5,o	o,346	28,5
17	St.Blasien	Baden	47-48	2o.11.65	Cetr.isl.	12oo-14oo	74,o±2,9	6,9o±o,27	248 ±9,7	o,297	27,8
18	Bamberg	Ofr.	49-5o	11.12.65	Cl.silv.	6oo	34,2 ±1,8	1,98±o,1o	47,5±2,5	o,722	41,7
19	Roth	Mfr.	49-5o	11.12.65	Cl.rang.	6oo-65o	41,o±2,7	1,88±o,12	75,5±5,o	o,543	24,9
2o	Pupplinger Au	Obb.	48-49	21,12.65	Cl.silv.	1ooo-11oo	7o,o±2,1	3,6o±o,1o	85,5±2,5	o,82o	42,1
21	Olperer	Tirol/A	47	12.1. 66	Cl.rang.	15oo-17oo	12o±2,7	5,7o±o,13	19o ±4,2	o,631	29,9
22	Oberpfreimd	Opf.	49-5o	5. 5.66	Cl.rang.	6oo-65o	27,o±2,o	1,34±o,1o	22,2±1,7	1,21o	59,7
23	Obermießbach	Opf.	49-5o	5. 5.66	Cl.rang.	75o-78o	47,8±4,4	2,15±o,2o	39,o±3,6	1,225	55,2

Fortsetzung der Tabelle 2o:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum der Probennahme	Spezies	Niederschlag mm	^{55}Fe -Aktivität nCi/kg T.S.	nCi/g Asche	pCi/mg Fe	Gesamteisen pro g T. S.	g Asche
24	Hof-Teunz	Opf.	49-5o	5. 5.66	Cl.rang.	75o-8oo	32,3±2,8	1,76±o,15	3o,1±2,6	1,o72	58,5
25	Schwabach	Mfr.	49-5o	5. 5.66	nicht bestimmt	6oo-65o	35,5±2,2	1,o4±o,o6	6o,9±3,8	o,583	19,6
26	Tschlin	Engadin CH	46-47	19. 5.66	Cl.rang.	7oo	31,9±1,8	1,17±o,o7	62,4±3,6	o,512	18,7
27	Schuls	Engadin CH	46-47	19. 5.66	Cl.rang.	7oo	58,7±3,4	3,74±o,22	166,o±1o,o	o,354	22,5
28	Chiapili di Sopra	Piemont I	45-46	2o. 5.66	Cl.rang.	18oo-2ooo	55,4±2,1	3,17±o,12	123,o±4,6	o,45o	25,8
29	Terme di Valdiere	Piemont I	45-46	21. 5.66	Cl.rang.	12oo-16oo	52,o±2,2	2,48±o,1o	81,o±3,4	o,643	3o,6
3o	Ceresole	Piemont I	45-46	25. 5.66	Cl.rang.	14oo-16oo	27,8±1,4	1,26±o,o7	44,o±2,3	o,633	28,6
31	Reiteralm	Obb.	47-48	14. 6.66	Cl.rang.	16oo-18oo	37,5±1,2	3,oo±o,o9	152,o±4,7	o,247	16,3
32	Sandefjord	Oslo/N	59-6o	17. 8.66	Cl.silv.	75o	39,5±3,8	1,95±o,19	52,5±5,o	o,757	37,4
33	Kühedorf	Mfr.	49-5o	3.11.66	Cl.rang.	6oo-65o	12,6±2,2	o,96±o,16	39,8±6,8	o,317	34,1
34	Allersberg	Mfr.	49-5o	7.11.66	Cl.silv.	6oo-65o	22,2±1,3	o,93±o,o6	41,6±2,5	o,533	22,2
35	Herpesmühle	Mfr.	49-5o	3.11.66	Cl.silv.	6oo-65o	18,o±1,5	1,25±o,1o	27,4±2,3	o,395	27,3

Fortsetzung der Tabelle 2o:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum der Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm	^{55}Fe-Aktivität nCi/ kg T.S.	nCi/ g Asche	pCi/ mg Fe	Gesamteisen pro g T. S.	g Asche
36	Reiteralm	Obb.	47-48	11.11.66	Cl.rang.	16oo-18oo	5o,3±1,5	3,34±o,1o	14o,5±4,1	o,359	23,8
37	Pupplinger Au	Obb.	48-49	12.12.66	Cl.rang.	1ooo-11oo	41,5±1,5	2,9o±o,1o	115,o±4,2	o,36o	26,4
38	Forchheim	Ofr.	49-5o	24. 2.67	Cl.rang.	6oo-65o	24,o±2,3	1,o2±o,1o	24,6±2,3	o,976	41,5
39	Dietersdorf	Ofr.	5o-51	24. 2.67	Cl.silv.	6oo-65o	1o,2±1,3	o,66±o,o8	18,5±2,4	o,55o	35,5
4o	Kaltenbrunn	Ofr.	5o-51	24. 2.67	Cl.rang.	6oo	14,7±2,4	o,69±o,11	18,4±3,o	o,8oo	37,5
41	Pupplinger Au	Obb.	48-49	7. 3.67	Cl.silv.	1ooo-11oo	51,o±1,6	1,95±o,o6	66,o±2,o	o,775	29,6
42a	Pupplinger Au	Obb.	48-49	7. 3.67	Cl.silv. Oberteil	1ooo-11oo	37,2±1,5	2,1o±o,o9	56,8±2,3	o,655	35,3
42b	Pupplinger Au	Obb.	48-49	7. 3.67	Cl.silv. Unterteil	1ooo-11oo	1o4,o±3,2	2,o5±o,o6	59,o±1,8	1,76o	34,7
43	Kulmbach	Ofr.	5o-51	25. 5.67	Cl.rang.+ Cl.silv.	8oo-85o	9,2±1,4	o,5o±o,o7	12,6±1,9	o,734	39,3
44	Reiteralm	Obb.	47-48	18. 7.67	Cl.rang.	16oo-18oo	28,4±1,o	1,99±o,o7	96,5±3,6	o,294	2o,6
45	Reiteralm	Obb.	47-48	1. 8.67	Cl.rang.	16oo-18oo	4o,1±o,9	2,o5±o,o4	92,o±2,o	o,437	22,3
46	Reiteralm	Obb.	47-48	1. 8.67	Cl.rang.	16oo-18oo	36,3±1,3	2,92±o,11	1o2,o±3,8	o,356	28,6

Fortsetzung der Tabelle 2o:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum der Probennahme	Spezies	Niederschlag mm	^{55}Fe -Aktivität nCi/kg T.S.	nCi/g Asche	pCi/mg Fe	Gesamteisen pro g T. S.	g Asche
47		Süd-SF	6o-62	6.11.67	Cl.alp.	25o-5oo	18,o±1,o	1,2o±o,7	3o,1±1,7	o,598	37,o
48	Reiteralm	Obb.	47-48	1o. 6.68	Cl.rang.	17oo	34,o±1,2	1,33±o,o1	57,5±2,1	o,591	23,2
49	Murnau	Obb.	47-48	12. 7.68	Cl.rang.	13oo-	42,o±1,2	1,9 ±o,o6	51,o±1,5	o,816	37,2
5o	Geiselstein	Schwaben	47-48	15. 7.68	Cl.rang.	15oo	59,7±1,5	2,73±o,o7	79,o±2,o	o,757	34,6
51	Reiteralm	Obb.	47-48	17. 7.68	Cl.rang.	155o	49,4±1,4	1,91±o,o5	65,o±1,8	o,76o	29,3
52	Sauerlach	Obb.	48	25. 7.68	Cl.silv.	8oo-85o	12,2±1,1	o,6o±o,o6	11,7±1,1	1,o4o	51,5
53	Sauerlach	Obb.	48	25. 7.68	Cl.rang.	8oo-85o	21,4±1,1	o,9o±o,o5	25,7±1,4	o,834	35,2
54	Pupplinger Au	Obb.	48-49	7. 2.69	Cl.rang.	1ooo-11oo	14,o±1,1	o,38±o,o3	13,6±1,1	1,o35	27,6
55	Takkula	Süd-SF	62-64	5.69	Cl.alp.	5oo-75o	12,4±2,4	1,24±o,24	45,9±9,o	o,27o	27,o
56	Takkula	Süd-SF	62-64	5.69	Cl.rang.	5oo-75o	6,3±1,3	o,68±o,15	28,4±6,o	o,22o	23,8
57	Enontekiö	Lappland SF	68-7o	22. 8.69	Cl.slp.	25o-5oo	11,4±o,6		4o,6±2,2	o,28o	
58	Enontekiö	Lappland SF	68-7o	24. 8.69	Cl.alp.	25o-5oo	11,9±o,6		47,o±2,5	o,254	
59	Inari	Lappland SF	68-7o	3. 9.69	Cl.alp.	25o-5oo	7,3±o,6		12,4±1,o	o,59o	

Fortsetzung der Tabelle 2o:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Probennahme	Spezies	Niederschlag mm	^{55}Fe-Aktivität nCi/kg T.S.	nCi/g Asche	pCi/mg Fe	Gesamteisen pro g T.S.	g Asche
6o	Roth	Mfr.	49-5o	25. 3.7o	Cl.rang.	65o-7oo	3,6±o,4	o,13±o,o2	4,6±o,6	o,685	28,6
61	Pupplinger Au	Obb.	48-49	5. 6.7o	Cl.rang.	1ooo-11oo	4,9±o,8	o,19±o,o3	7,5±o,9	o,857	32,4
62	Kultakivi	Süd-SF	6o-62	18. 8.7o	Cl.rang.	5oo-75o	5,7±o,7	o,35±o,o4	1o,5±1,2	o,53o	33,3
63	Ahveninen	Ost-SF	62-64	2o. 8.7o	Cl.rang.	5oo-75o	7,9±1,o	o,61±o,o8	17,9±2,2	o,441	34,o
64	Rovaniemi	Lappland SF	65-67	22. 8.7o	Cl.silv.	25o-5oo	5,2±1,3	o,1o±o,o2	3,9±1,o	1,32o	25,7
65	Simo	Nord-SF	64-66	23. 8.7o	Cl.rang.	5oo-75o	3,6±o,6	o,26±o,o5	9,2±1,7	o,392	28,6
66	Airisto	S-SF	6o-62	29. 8.7o	Cl.rang.	5oo-75o	3,7±o,6	o,26±o,o4	8,5±1,3	o,432	3o,3
67	Inari	Lappland SF	68-7o	3. 9.7o	Cl.alp.	25o-5oo	2,6±o,4		7,9±1,2	o,335	
68	Inari	Lappland SF	68-7o	4. 9.7o	Cl.alp.	25o-5oo	3,2±o,4		13,5±1,3	o,234	
69	Inari	Lappland SF	68-7o	6. 9.7o	Cl.alp.	25o-5oo	2,9±o,4		1o,8±1,5	o,272	
7o	Büchenbach	Mfr.	49-5o	2o, 9.7o	Cl.furc.	65o	3,6±o,5	o,15±o,o2	3,6±o,5	o,99o	41,o
71	Dingolfing	Ndb.	48-49	29, 9.7o	Cl.rang.+ Cl.silv.	65o	1,5±o,3	o,o9±o,o2	3,5±o,7	o,438	24,2

Fortsetzung der Tabelle 2o:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Probennahme	Spezies	Niederschlag mm	^{55}Fe-Aktivität nCi/kg T.S.	nCi/g Asche	pCi/mg Fe	Gesamteisen pro g T.S.	g Asche
72	Dingolfing	Ndb.	48-49	1o.1o.7o	Cetr.isl.	65o	o,9±o,3	o,12±o,o4	3,8±1,2	o,243	3o,5
73a	Dingolfing	Ndb.	48-49	1o.1o.7o	Cl.rang. Oberteil	65o	1,2±o,5	o,11±o,o4	3,8±1,3	o,31o	28,6
73b	Dingolfing	Ndb.	48-49	1o.1o.7o	Cl.rang. Unterteil	65o	2,8±o,8	o,16±o,o5	5,3±1,5	o,529	31,o
74	St. Märgen	Baden	48	7.11.7o	Cl.rang.	14oo	4,8±o,4	o,33±o,o3	7,6±o,7	o,634	43,6
75	St. Märgen-Furtwangen	Baden	48	7.11.7o	Cl.rang.	16oo	5,3±o,4	o,42±o,o3	11,7±1,o	o,457	36,2
76	Hornberg	Baden	48-49	7.11.7o	Cl.silv.	12oo-14oo	2,3±o,3		3,o±o,4	o,767	
77	Frohnschwandt	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	13oo-14oo	3,4±o,5		7,3±1,o	o,3oo	
78	Rohmatt	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.+ Cl.silv.	16oo-	2,8±o,3	o,2o±o,o2	8,o±o,9	o,35o	26,o
79	Rohmatt	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.silv.	16oo	3,5±o,5		7,4±1,o	o,516	
8o	Rohmatt	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	16oo	1,5±o,3		4,9±o,8	o,299	
81	Mambach	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.silv.	14oo-16oo	4,1±o,4	o,22±o,o2	6,4±o,7	o,637	34,5
82	Seebrugg	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	14oo-16oo	2,9±o,3	o,21±o,o2	7,o±o,7	o,416	3o,4

Fortsetzung der Tabelle 2o:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Proben-nahme	Spezies	Nieder-schlag mm	^{55}Fe-Aktivität nCi/ kg T.S.	nCi/ g Asche	pCi/ mg Fe	Gesamteisen pro g T.S.	g Asche
83	Häusern	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.+ Cl.silv.	14oo-16oo	3,4±o,5		7,7±1,o	o,437	
84	Triberg	Baden	48-49	7.11.7o	Cl.rang.	16oo-18oo	2,3±o,3		7,o±o,8	o,332	
85	Weg	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	18oo-2ooo	3,3±o,5	o,23±o,o4	7,3±1,1	o,459	32,2
86	Mutterslehen-Ibach	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.silv.	2ooo	1,3±o,3	o,1o±o,o2	4,9±1,o	o,262	19,7
87	Mutterslehen-Ibach	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	2ooo	1,5±o,3	o,11±o,o2	5,1±1,o	o,287	22,2
88	Mutterslehen-Ort	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	2ooo	1,4±o,3		4,8±1,1	o,297	
89	Angerbach	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.silv.	2ooo	2,3±o,2		4,1±o,4	o,553	
9o	Lehen	Baden	47-48	7.11.7o	Cl.rang.	18oo-2ooo	2,7±o,5	o,15±o,o3	4,7±o,8	o,573	32,4
91	Schwaig	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.silv.	65o	o,7±o,3		1,6±o,6	o,459	
92	Schwaig	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.rang.	65o	o,8±o,3		1,7±o,7	o,463	
93	Schwaig	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.furc.	65o	4,8±o,8		3,2±o,5	1,49o	
94	St. Johann-Elsendorf	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.rang.	7oo	1,2±o,3		3,8±o,9	o,318	

Fortsetzung der Tabelle 2o:

Nr.	Entnahmeort		°n.Br.	Datum d. Probennahme	Spezies	Niederschlag mm	^{55}Fe-Aktivität nCi/kg T.S.	nCi/g Asche	pCi/mg Fe	Gesamteisen pro g T.S.	g Asche
95	St. Johann - Elsendorf	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.silv.	7oo	1,4±o,4		3,8±1,1	o,361	
96	Neustadt	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.silv.	65o	o,7±o,3		2,o±o,8	o,3o4	
97	Neustadt	Ndb.	48-49	18.12.7o	Cl.rang.	65o	1,o±o,3		2,3±o,6	o,432	
98	Dingolfing	Ndb.	48-49	21. 3.71	Cl.rang.	65o	o,7±o,3		1,9±o,7	o,375	

Zeichenerklärung

Flechtenspezies

Cl.alp. = Cladonia alpestris
Cl.furc. = Cladonia furcata
Cl.imp. = Cladonia impexa
Cl.rang. = Cladonia rangiferina
Cl.silv. = Cladonia silvatica
Cetr.isl. = Cetraria islandica

Bundesländer bzw. Regierungsbezirke

Mfr. = Mittelfranken
Ndb. = Niederbayern
Nds. = Niedersachsen
Obb. = Oberbayern
Ofr. = Oberfranken
Opf. = Oberpfalz
Schl.H. = Schleswig Holstein

Länder

A = Österreich
CH = Schweiz
I = Italien
N = Norwegen
SF = Finnland

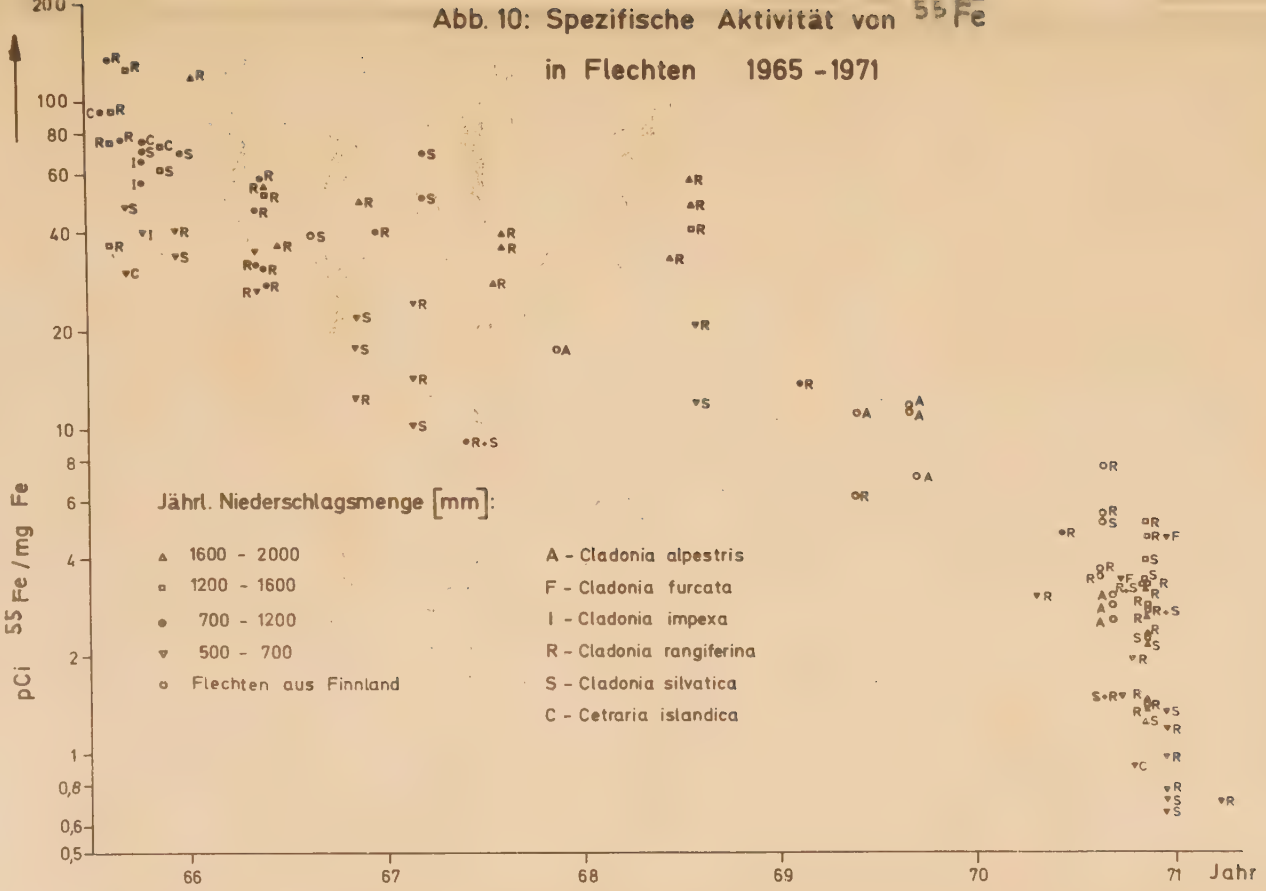


Abb. 10: Spezifische Aktivität von 55Fe
in Flechten 1965 - 1971
pCi 55Fe / mg Fe
200
100
80
60
40
20
10
8
6
4
2
1
0,8
0,6
0,5
66
67
68
69
70
71
Jahr
Jährl. Niederschlagsmenge [mm]:
1600 - 2000
1200 - 1600
700 - 1200
500 - 700
Flechten aus Finnland
A - Cladonia alpestris
F - Cladonia furcata
I - Cladonia impexa
R - Cladonia rangiferina
S - Cladonia silvatica
C - Cetraria islandica

Bei Betrachtung der Tabelle fiel weiterhin auf, daß, mit Ausnahme von 197o, Flechten aus den niederschlagsreichsten Gebieten in der Regel, z.T. sogar beträchtlich höhere ^{55}Fe-Aktivitäten enthielten als Proben niederschlagsärmerer Gegenden. Das meiste ^{55}Fe wurde in verschiedenen Rangiferina-Proben (139, 126 und 12o nCi ^{55}Fe/kg T.S.) angetroffen. Aus der Aufstellung sind zwar artspezifisch bedingte Unterschiede im Fe-Gehalt und der ^{55}Fe-Kontamination der untersuchten Flechten nicht ersichtlich, doch kann ein solcher nicht ohne weiteres ausgeschlossen werden.

2. Zur Überprüfung und Erfassung eventueller artspezifisch verursachter Unterschiede wurden verschiedene Flechtenarten, die jeweils zusammen an einem Standort entnommen worden waren, miteinander verglichen. Bei Vorliegen nicht eindeutig speziesbestimmter Unterschiede könnte dann das untersuchte Flechtenmaterial statistisch als eine Einheit gewertet werden - ein Gesichtspunkt, der angesichts der Heterogenität des Untersuchungsmaterials besondere Beachtung verdient - und auch die Aussagen auf eine breitere Basis stellen.

Die Ergebnisse der miteinander verglichenen Proben verschiedener Flechtenspezies, die jeweils zusammen am gleichen Ort gesammelt wurden, sind in Tabelle 21 a und b zusammengefaßt.

Es handelt sich bei Tabelle a:
um die Gegenüberstellung verschiedener Spezies der Gattung Cladonia,
bei Tabelle b:
um einen Vergleich verschiedener Cladonia-Arten mit Cetraria islandica.

Obwohl ^{55}Fe-Aktivitäten, Gehalt an Gesamteisen pro g Trockensubstanz bzw. pro g Asche innerhalb der miteinander verglichenen Cladoniaspezies stark schwanken, bestanden keine charakteristischen, signifikanten Unterschiede zugunsten der einen oder anderen Cladoniaart. Lediglich Cl. furcata (Proben-Nr. 7o und Nr. 93) fiel durch ihre höheren ^{55}Fe-Aktivitäten pro kg T.S. bzw. pro g Asche und Eisengehalte etwas aus dem Rahmen.

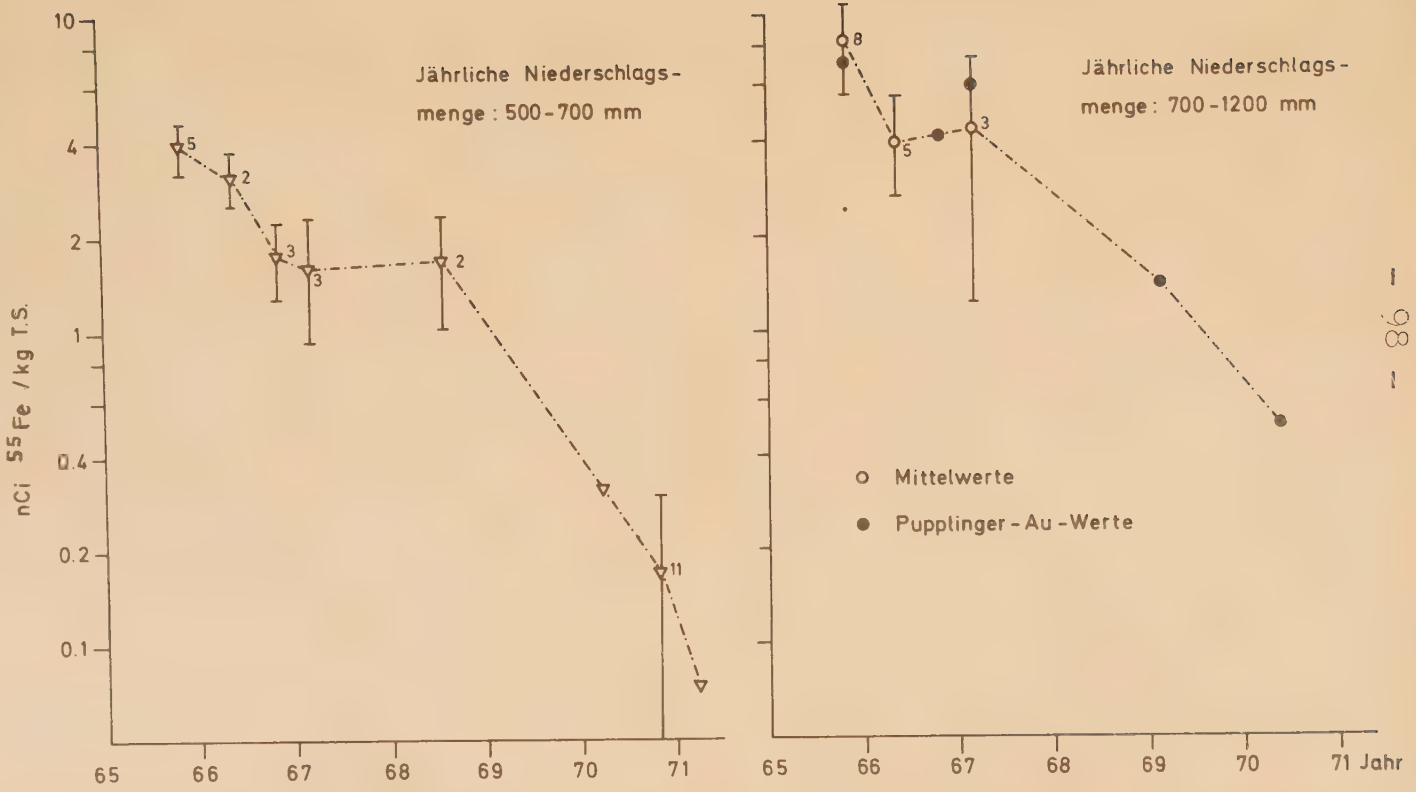
Tabelle 21a: Vergleich zum gleichen Zeitpunkt und am selben Standort entnommener Proben

1 s Zählfehler ist angegeben.

Entnahme-Ort	Datum	Nr.	Flechten-Art	^{55}Fe-Aktivität nCi/kg T.S.	nCi/g Asche	pCi/mg Fe	Gesamteisen mg Fe/ g T.S.	g Asche
Sauerlach	25. 7.68	52	Cl.silv.	12,2±1,1	o,6o±o,o6	11,7±1,1	1,o4o	51,5
		53	Cl.rang.	21,4±1,1	o,9o±o,o5	25,7±1,4	o,834	35,2
Takkula	5.69	55	Cl.alp.	12,4±2,4	1,24±o,24	45,9±9,o	o,27o	27,o
		56	Cl.rang.	6,3±1,3	o,68±o,15	28,4±6,o	o,22o	23,8
Mutterslehen-Ibach	7.11.7o	87	Cl.silv.	1,3±o,3	o,1o±o,o2	4,9±1,o	o,262	19,7
		88	Cl.rang.	1,5±o,3	o,11±o,o2	5,1±1,o	o,287	22,2
Neustadt	18.12.7o	97	Cl.silv.	o,7±o,3		2,o±o,8	o,334	
		98	Cl.rang.	1,o±o,3		2,3±o,6	o,432	
Schwaig	18.12.7o	91	Cl.silv.	o,7±o,3		1,6±o,6	o,459	
		92	Cl.rang.	o,8±o,3		1,7±o,7	o,463	
		93	Cl.furc.	4,8±o,8		3,2±o,5	1,49o	

Tabelle 21b: Vergleich zum gleichen Zeitpunkt und am selben Standort entnommener Proben verschiedener Cladoniaspezies mit Proben von Cetraria islandica.
1 s Zählfehler ist angegeben.

Entnahme-Ort	Datum	Nr.	Flechten-Art	^{55}Fe-Aktivität nCi/kg T.S.	^{55}Fe-Aktivität nCi/g Asche	^{55}Fe-Aktivität pCi/mg Fe	Gesamteisen mg Fe/g T.S.	Gesamteisen mg Fe/g Asche
Kulmbach	1. 8.65	3	Cl.rang.	139,o±6,1	2,46 ±o,11	7o,o±3,1	1,99o	35,1
		2	Cetr.isl.	94,o±3,8	5,6o ±o,23	98,5±4,o	o,957	57,5
Wernberg	9. 9.65	8	Cl.silv.	48,3±2,5	2,o1 ±o,1o	51,4±2,6	o,94o	39,1
		9	Cetr.isl.	3o,4±1,8	1,62 ±o,o9	37,4±2,2	o,815	43,5
Kreuzberg	18.1o.65	15	Cl.silv.	71,3±2,2	3,26 ±o,1o	1o8,o±3,3	o,659	3o,2
		14	Cetr.isl.	76,5±2,3	3,7o ±o,11	114,o±3,o	o,671	32,5
St.Blasien	2o.11.65	16	Cl.silv.	63,o±1,7	5,2o ±o,14	182,o±5,o	o,34o	28,5
		17	Cetr.isl.	74,o±2,9	6,9o ±o,27	248,o±9,7	o,297	27,8
Dingolfing	1o.1o.7o	73a +73b	Cl.rang.	2,o	o,14	4,6	o,42o	29.8
		72	Cetr.isl.	o,9±o,3	o,12 ±o,o4	3,8±1,2	o,243	3o,5


Jährliche Niederschlags-
menge : 500-700 mm
Jährliche Niederschlags-
menge : 700-1200 mm
nCi ^{55}Fe / kg T.S.
10
4
2
1
0.4
0.2
0.1
65
66
67
68
69
70
71 Jahr
5
2
3
3
2
11
8
5
3
Mittelwerte
Pupplinger-Au-Werte

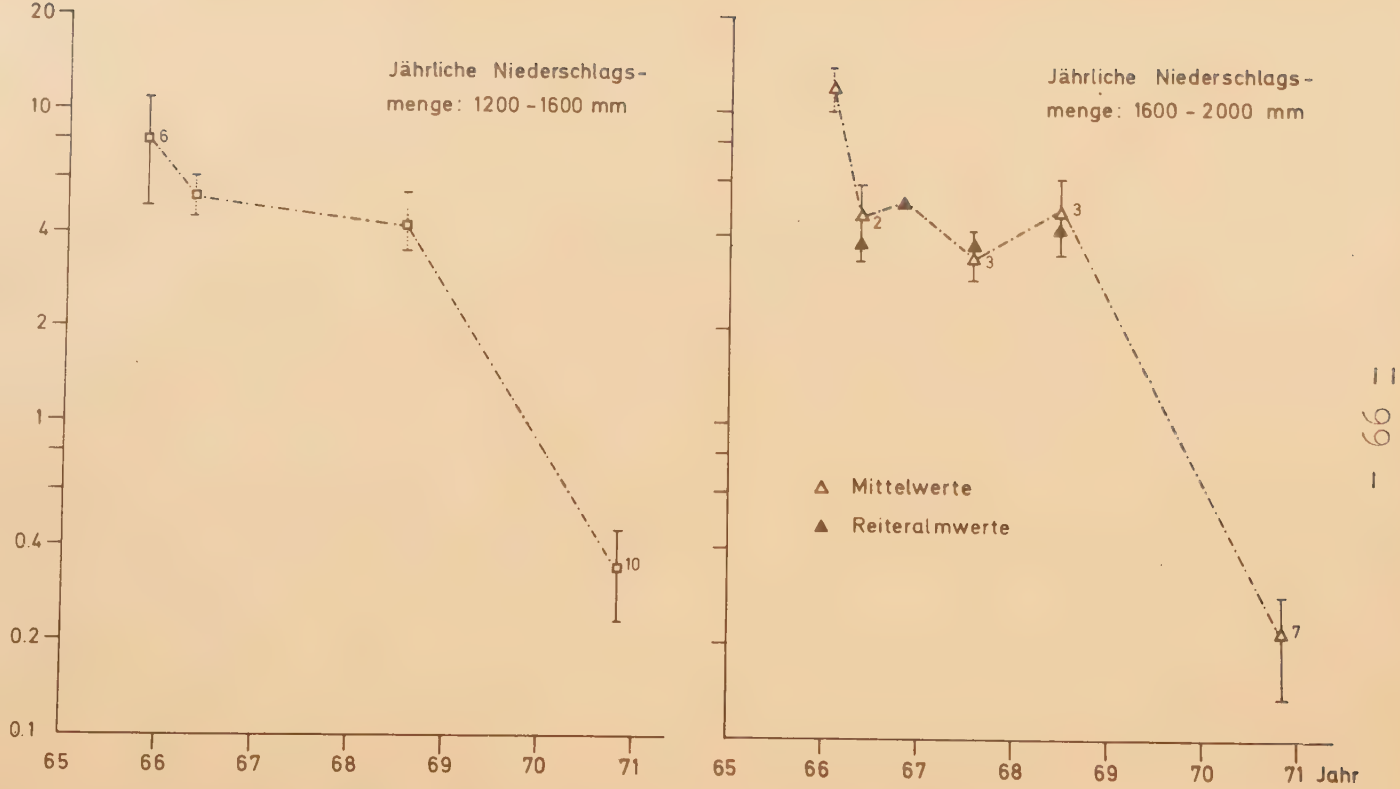
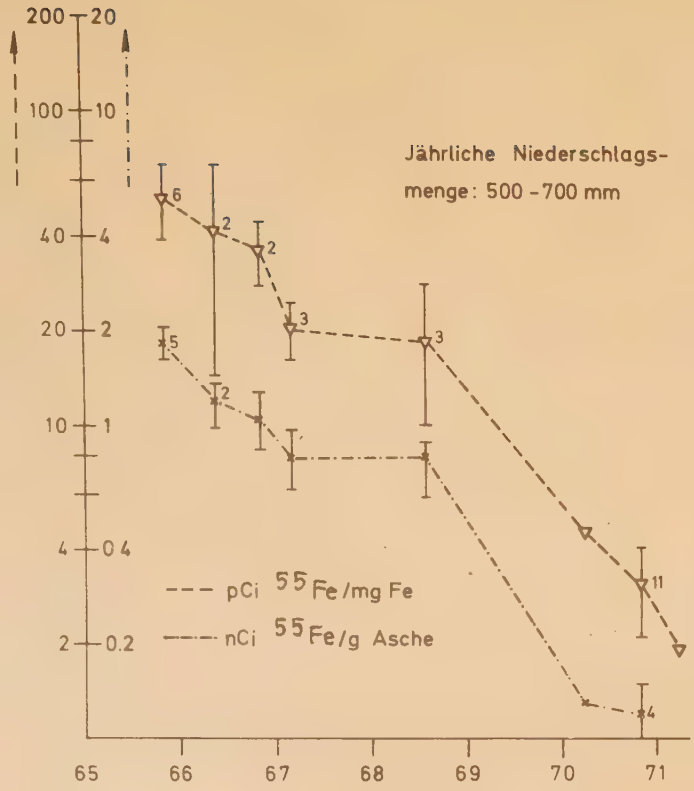
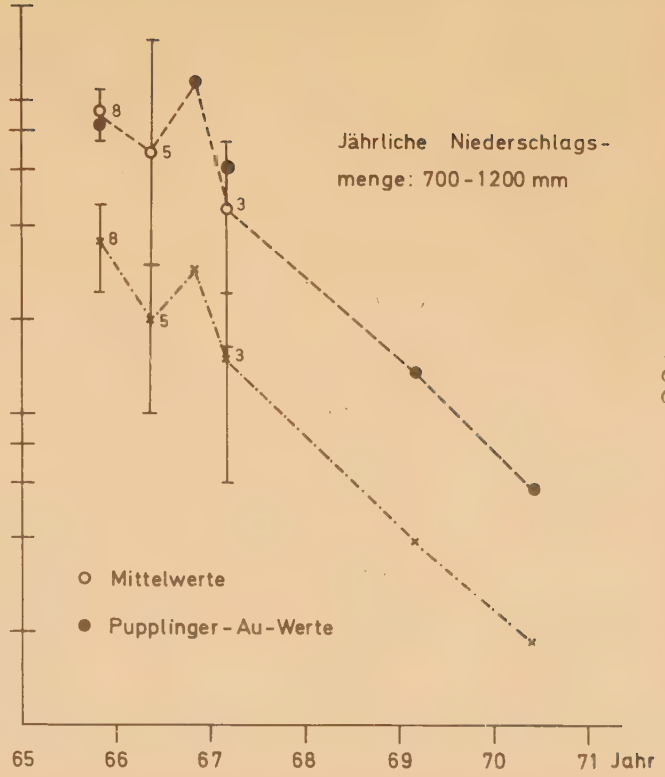


Abb. 11: ^{55}Fe - Aktivität mitteleuropäischer Flechten - bezogen auf kg Trocken-substanz - in Abhängigkeit von der jährlichen Niederschlagsmenge


200
100
40
20
10
4
2
20
10
4
2
1
0.4
0.2
Jährliche Niederschlags-
menge: 500 - 700 mm
6
2
2
3
3
5
2
11
4
--- pCi 55Fe/mg Fe
—·— nCi 55Fe/g Asche
65
66
67
68
69
70
71


Jährliche Niederschlags-
menge: 700 - 1200 mm
8
5
3
8
5
3
Mittelwerte
Pupplinger - Au - Werte
65
66
67
68
69
70
71 Jahr

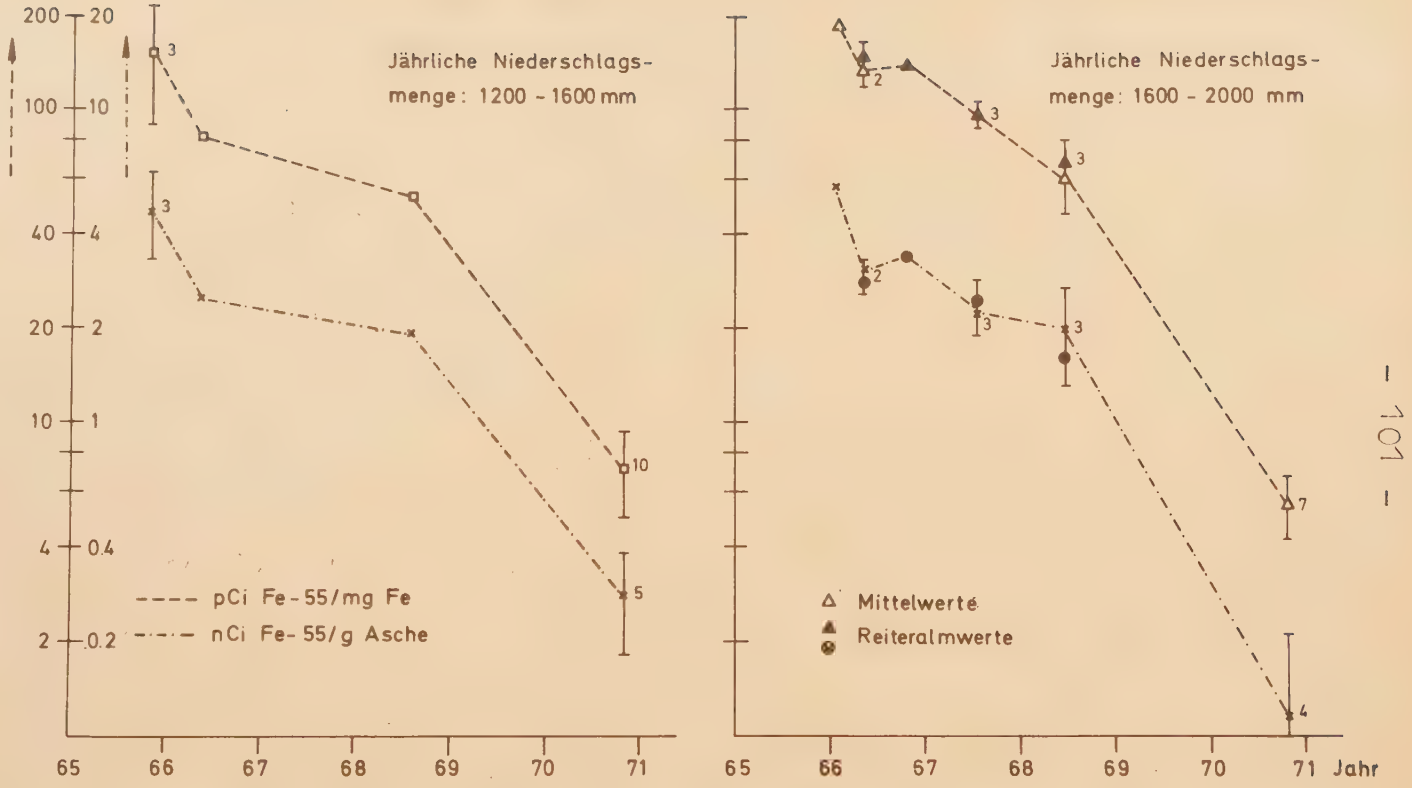


Abb. 12: ^{55}Fe - Aktivität mitteleuropäischer Flechten - bezogen auf mg Gesamteisen bzw. g Asche - in Abhängigkeit von der jährlichen Niederschlagsmenge

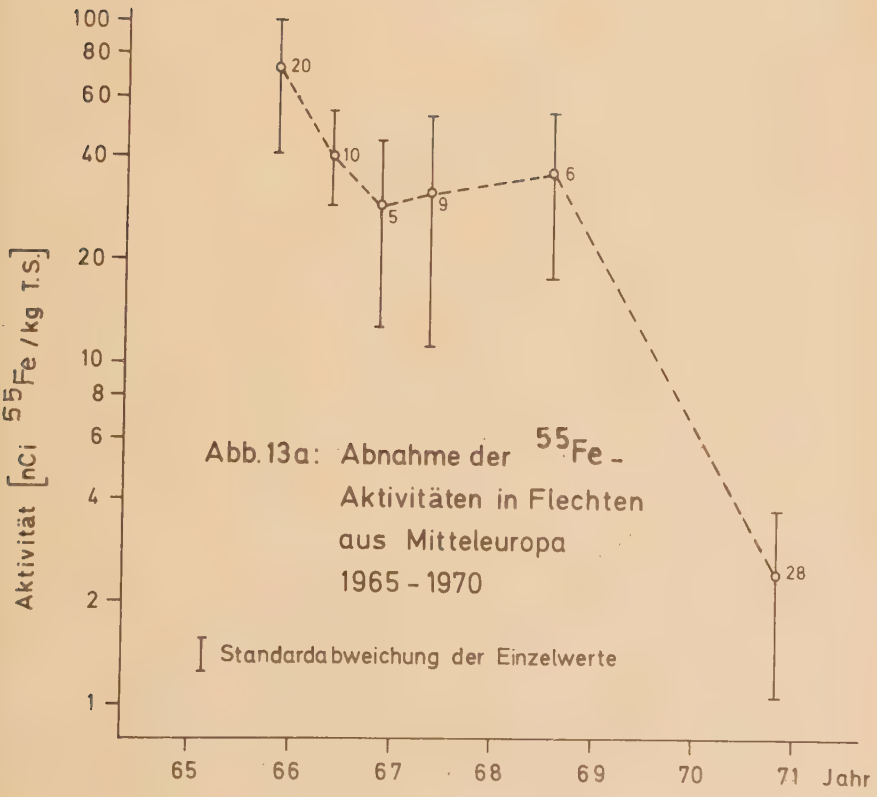


Abb. 13a: Abnahme der ^{55}Fe-Aktivitäten in Flechten aus Mitteleuropa 1965 - 1970

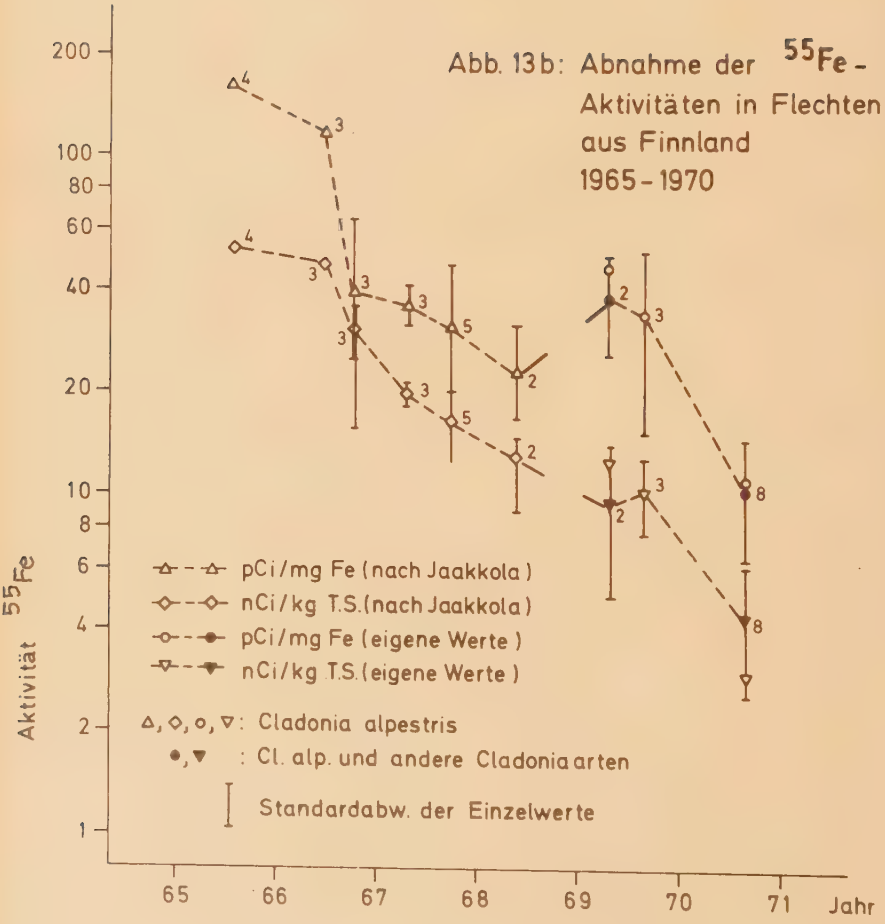


Abb. 13b: Abnahme der ^{55}Fe-Aktivitäten in Flechten aus Finnland 1965-1970
Aktivität ^{55}Fe
200
100
80
60
40
20
10
8
6
4
2
1
65
66
67
68
69
70
71
Jahr
pCi/mg Fe (nach Jaakkola)
nCi/kg T.S. (nach Jaakkola)
pCi/mg Fe (eigene Werte)
nCi/kg T.S. (eigene Werte)
△, ◇, ○, ▽: Cladonia alpestris
●, ▼ : Cl. alp. und andere Cladonia arten
Standardabw. der Einzelwerte

Der Vergleich der ^{55}Fe-Aktivitäten in Flechten der Gattung Cladonia mit Cetraria islandica ergab ebenfalls keine statistisch gesicherten Unterschiede. Gleiches gilt auch für ihren Gehalt an Gesamteisen pro g Trockensubstanz bzw. pro g Asche.

Sowohl die ^{55}Fe-Aktivitäten und die Gesamteisengehalte in verschiedenen Flechtenspezies der Gattung Cladonia als auch die der Gattungen Cladonia und Cetraria dürften deshalb miteinander und untereinander vergleichbar sein. Sie können z.B. beim Vergleich mit Moosen oder höheren Pflanzen als eine statistische Einheit behandelt werden.

3. Die Tabelle 2o läßt weiter erkennen, daß zwischen der langfristigen, mittleren Jahresniederschlagsmenge und der ^{55}Fe-Kontamination der Flechten bestimmte Zusammenhänge bestehen müssen. Zu deren Feststellung wurde das verfügbare Probenmaterial an Hand seiner ^{55}Fe-Kontamination in Beziehung zur langfristigen, mittleren Jahresniederschlagsmenge am Entnahmeort gesetzt und versucht, an diesen orientierte Gruppen zu bilden, die noch eine, wenn möglich, signifikante Abgrenzung der ^{55}Fe-Aktivitäten der aus den verschiedenen Niederschlagsklassen stammenden Flechten voneinander gestattet.

Dieser Anforderung entsprach noch am ehesten die Klassifizierung des Untersuchungsmaterials in folgende 4 Niederschlagsklassen:

A = 5oo - 7oo mm / Jahr,
B = 7oo - 12oo mm / Jahr,
C = 12oo - 16oo mm / Jahr,
D = 16oo - 2ooo mm / Jahr.

Außerdem wurden willkürlich etwa zur gleichen Zeit gesammelte Proben in 6 Gruppen zusammengefaßt. Diese geringfügige Unkorrektheit mußte zu Gunsten einer besseren statistischen Aussage in Kauf genommen werden. In den Abbildungen 11, 12 und 13 a und b ist die einfache Standardabweichung der Einzelwerte vom Mittelwert jeweils vertikal eingezeichnet.

Über den gesamten Untersuchungszeitraum (Herbst 65 - Winter 7o) enthielten Flechten aus Gebieten mit jährlichen Niederschlagsmitteln zwischen 5oo - 7oo mm fast stets die niedrigsten ^{55}Fe-Aktivitäten. Bis Herbst 1965 war dieser Unterschied gegenüber den niederschlagsreicheren anderen Gruppen auf dem 1-s-Niveau gesichert. Zu diesem Zeitpunkt bestand mit zunehmender Niederschlagsmenge ein nicht zu übersehender Trend zur höheren ^{55}Fe-Flechten-Kontamination, doch waren die Unterschiede zwischen den anderen Gruppen für eine statistische Absicherung nicht ausgeprägt genug. Dasselbe gilt in noch weit stärkerem Maße für den anschließenden Untersuchungszeitraum. Bei 5oo - 7oo mm langfristigem jährlichen Niederschlagsmittel gewachsenen Flechten hatten von August bis Dezember 1965 im Durchschnitt 53,4 pCi ^{55}Fe/mg Fe bei einer Abweichung des Einzelwertes vom Mittelwert von $\pm$ 14,o (n = 5), bei 7oo - 12oo mm 91,5 pCi $\pm$ 16,6 (n = 8) und für 12oo - 16oo mm 153,6 pCi $\pm$ 64,1 (n=6).

Möglicherweise wären aber zu einem früheren Untersuchungszeitpunkt zwischen diesen Gruppen statistisch gesicherte ^{55}Fe-Kontaminationsunterschiede festzustellen gewesen.

Das Verhalten der spezifischen ^{55}Fe-Aktivität während des Untersuchungszeitraumes in den vier verschiedenen Niederschlagsklassen gibt Tabelle 22 wieder. Auch für diese Tabelle wurden im Zeitraum 1965 bis 197o die sechs Zeitspannen ausgewählt, in denen mehr Proben als sonst gesammelt worden waren. Zum besseren Vergleich wurden die spezifischen Aktivitäten der Flechten von Niederschlagsklasse A = 1 gesetzt.

Tabelle 22: Verhalten der spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten innerhalb der 4 Niederschlagsklassen von 1965 bis 197o.

Zeit	Ende 65/ Anfang 66	Mitte 66	Ende 66	Mitte 67	Mitte 68	Ende 7o
A	1	1	1	1	1	1
B	1,7	1,6	3,2	2.2	-	-
C	2,9	2,o	-	-	2,7	2,3
D	3,6	3.3	3,9	4,7	3,6	1,8

Die Tabelle läßt in Abhängigkeit von der Niederschlagshäufigkeit zu den ausgewählten Zeitpunkten - Ende 65/ Anfang 66, Mitte 66, Ende 66, Mitte 67, Mitte 68 und Ende 7o - eine stetige Zunahme der spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten erkennen. Proben aus der Klasse mit den höchsten mittleren Niederschlagsmengen wiesen mit Ausnahme von 197o in der Regel höhere, zum Teil auch absolut die höchsten spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten auf. Die Ende 197o in Flechten der Niederschlagsklasse D niedrigeren spezifischen Aktivitäten als in Flechten der Klasse C deuten entweder auf eine raschere Abnahme des ^{55}Fe in Flechten aus Gebieten mit hohen Niederschlagsmengen hin oder möglicherweise auch auf eine dort vorhandene, schnellere Verringerung des Gesamteisens der Flechten, wenn auch nicht in dem Umfang wie bei ^{55}Fe.

4. Letztlich bestimmend für die ^{55}Fe-Kontamination der Flechten ist, wie nicht anders zu erwarten, die ^{55}Fe-Kontamination im Fallout. Bei Betrachtung von Tabelle 2o fällt vor allem die stetige Abnahme der ^{55}Fe-Flechtenaktivität im Laufe des Untersuchungszeitraumes auf. Den ^{55}Fe-Aktivitätsrückgang spiegeln auch die Abbildungen 1o, 11, 12 und 13 deutlich wieder.

In Tabelle 23 sind die prozentualen Abnahmen der spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten der Flechten der 4 Niederschlagsklassen für 6 verschiedene Zeitspannen des Untersuchungszeitraumes zusammengestellt. Die Ende 1965 / Anfang 1966 in den Niederschlagsklassen A, B, C und D ermittelten spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten werden gleich 1oo gesetzt.

Tabelle 23: Abfall der spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten bei den 4 verschiedenen Niederschlagsklassen von 1965 bis 197o.

Zeit	Ende 65/ Anfang 66	Mitte 66	Ende 66	Mitte 67	Mitte 68	Ende 7o
A	1oo	78	68	38	35	6
B	1oo	75	123	5o	-	-
C	1oo	53	-	-	33	5
D	1oo	73	74	51	35	3

Die prozentuale Abnahme der spezifischen ^{55}Fe-Flechten-Aktivitäten im Beobachtungszeitraum läßt sich anhand der Tabelle 23 gut verfolgen. Ende 197o waren in den Flechten nur noch wenige Prozent der Ende 65 / Anfang 66 in ihnen vorhanden gewesenen spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten nachweisbar. Der prozentuale Rückgang betrug 197o bei Flechten aus dem Gebiet mit 5oo - 7oo mm jährlichem Niederschlagsmittel 94 %, bei 12oo - 16oo mm 95 % und bei 16oo - 2ooo mm 97 %.

5. In Abbildung 13 wurden die ^{55}Fe-Aktivitäten pro kg Trockensubstanz, die innerhalb der 6 Zeitabschnitte Ende 65 / Anfang 66 / Mitte 66. Ende 66, Mitte 67, Mitte 68, Ende 7o - entnommen worden waren ohne Berücksichtigung der Niederschlagsmenge zusammengefaßt. Die erhaltene Durchschnittskurve gibt den jährlichen ^{55}Fe-Aktivitätsabfall in den Flechten deutlich wieder. Er verläuft jedoch nicht ganz kontinuierlich. 1968 war sogar ein geringfügiger Anstieg zu beobachten. Er würde für diese Zeit einen relativen Aktivitätszuwachs andeuten. Zur Abschätzung dieser Beobachtung wäre die Entnahme weiterer Proben aus dem Jahre 1968 und vor allem 1969 notwendig gewesen.

6. In verschiedenen Untersuchungen (27, 34) waren in finnischen Flechten durchschnittlich geringere ^{137}Cs-Aktivitäten festgestellt worden als in Flechten mitteleuropäischer Herkunft. Durch einen entsprechenden Vergleich der ^{55}Fe-Kontamination von finnischen und mitteleuropäischen Flechten sollte untersucht werden, ob diese Feststellung eventuell auch für ^{55}Fe gilt.

In Abbildung 13 a und b sind zu diesem Zweck die ^{55}Fe-Aktivitäten mitteleuropäischer Flechten finnischen gegenübergestellt. Die Werte für finnische Flechten wurden bis einschließlich 1968 Arbeiten von JAAKKOLA (12) entnommen.

Vergleicht man die ^{55}Fe-Aktivitäten in finnischen Flechten - die langfristigen jährlichen Niederschlagsmittel bewegen sich in Finnland etwa zwischen 25o und 75o mm - mit den ^{55}Fe-Kontaminationen mitteleuropäischer Flechten, so entsprechen die finnischen ^{55}Fe-Aktivitäten im wesentlichen solchen, die in mitteleuropäischen Flechten bei jährlichen Niederschlagsmitteln zwischen 5oo und 12oo mm gefunden wurden. Mitteleuropäische Flechten aus Gebieten mit mehr als 12oo mm Niederschlag im Jahr enthalten zum Teil wesentlich höhere ^{55}Fe-Kontaminationen als sie in finnischen gemessen worden waren.

Auch bei finnischen Flechten konnte, wie in Abbildung 13 b angedeutet, 1969 eine kurzfristige, geringe Zunahme der ^{55}Fe-Aktivitäten beobachtet werden. PERSSON (51) fand in Flechten der Spezies Cl.alpestris aus Nordschweden für ^{9o}Sr 1968/69 einen ähnlich gearteten Anstieg. Vermutlich wurde die ^{55}Fe- wie auch die ^{9o}Sr-Aktivitätszunahme in skandinavischen und mitteleuropäischen Flechten durch die im Juni 1967 stattgefundenen chinesischen Atomwaffentests verursacht.

Der 1968 in mitteleuropäischen Flechtenproben festgestellte Anstieg der ^{55}Fe-Flechtenaktivitäten könnte u.a. auch mit dem in diesem Jahr ungewöhnlich regenreichen Sommer in Zusammenhang gebracht werden.

7. Im November 197o war eine Reihe von Flechtenproben aus dem Hochschwarzwald zur Prüfung des eventuellen Einflusses der Bodenbeschaffenheit und topographischer Auswirkungen auf die ^{55}Fe-Flechten-Kontamination gesammelt worden. Die Flechten waren aus diesem Grund entweder von Granit- oder Gneisarealen entnommen worden. Ein Einfluß der Bodenbeschaffenheit auf Gesamteisengehalt und ^{55}Fe-Kontamination konnte im untersuchten Probenmaterial nicht festgestellt werden, jedenfalls keine sinnfällige Abhängigkeit. Auch zwischen den topographischen Beschaffenheiten am Entnahmeort der Flechten und ihren ^{55}Fe-Aktivitäten war zu diesem Zeitpunkt ein Zusammenhang nicht mehr nachweisbar.

Die Flechtenproben aus dem Hochschwarzwald stellten eine recht repräsentative Auswahl für die Niederschlagsklassen C und D dar. Überraschenderweise enthielten, wie die Abbildungen 11, 12 und 13 a zeigen, Flechten der Entnahmestellen mit 16oo bis über 2ooo mm jährlichem Niederschlagsmittel eher niedrigere ^{55}Fe-Aktivitäten als Flechten aus Niederschlagsbereichen von 12oo - 16oo mm. Am stärksten war die ^{55}Fe-Kontamination in der Zone zwischen 14oo und 16oo mm jährlichem Niederschlagsmittel.

Anscheinend bedingen Regenmengen von über 16oo mm/Jahr in Flechten sehr hohe ^{55}Fe-Verluste, wenn diese nicht durch Aufnahme von ^{55}Fe aus dem Fallout kompensiert werden können. Dies wird augenfällig, wenn, wie in den letzten Jahren, die ^{55}Fe-Aufnahme aus dem Fallout hinter dem ^{55}Fe-Verlust aus der Flechte zurückbleibt.

8. JAAKKOLA (12) hatte über ^{55}Fe-Kontaminationsunterschiede zwischen Flechtenober- und -unterteilen bei Cl.alpestris berichtet. Er fand ihre abgestorbenen, grauen Unterteile z.T. beträchtlich stärker ^{55}Fe-kontaminiert als die lebenden grünen Teile. Die umgekehrte Verteilung wurde für ^{137}Cs gefunden. Hier enthielten die Oberteile stets höhere ^{137}Cs-Aktivitäten als die Mittel- und Unterteile der Flechten (27. 34). Untersuchungen über die vertikale ^{55}Fe-Verteilung bei Cl.rangiferina und Cl.silvatica liegen bis jetzt noch nicht vor.

Zur Überprüfung der vertikalen Verteilung von ^{55}Fe wurden deshalb von der Probe Cl.silvatica (Nr.42) bzw. der Probe Cl.rangiferina (Nr. 73) jeweils lebender Oberteil und toter Unterteil getrennt analysiert. Die Entnahme von 2Flechtenproben für derartige Untersuchungen kann als durchaus repräsentativ gelten, da jede einzelne Probe aus einer Vielzahl von Flechten-Einzelindividuen besteht.

In Tabelle 24 wurden die prozentualen Gehalte an ^{55}Fe/g T.S., ^{55}Fe/g Asche und ^{55}Fe/mg Fe, sowie der Gesamteisengehalt pro g T.S. und pro g Asche zusammengestellt, wobei die Analysendaten der Flechtenunterteile gleich 1oo % gesetzt sind.

Tabelle 24: Vertikale Verteilung von ^{55}Fe und Fe in Cl.silvatica und Cl.rangiferina

Spezies	Datum	^{55}Fe pro			Gesamteisen pro	
		kg T.S.	g Asche	mg Fe	g T.S.	g Asche
Cl.silvatica						
Unterteil	7. 3.67	1oo	1oo	1oo	1oo	1oo
Oberteil		36	1oo	96	37	1o2
Cl.rangif.						
Unterteil	1o.1o.7o	1oo	1oo	1oo	1oo	1oo
Oberteil		42	68	72	58	92

Auffallend sind in beiden Fällen die wesentlich geringeren ^{55}Fe-Aktivitäten in der Trockensubstanz der Flechtenoberteile. Sie betrugen nur 36 bzw. 42 % der ^{55}Fe-Aktivität in den Flechtenunterteilen.

Die ^{55}Fe-Aktivitätsunterschiede bei Bezug auf mg Gesamteisen der Flechtenober- und -unterteile zeigten sich 1967 weniger, 1970 stärker ausgeprägt.

Die ^{55}Fe-Aktivität pro g Asche war 1967 in beiden Flechtenteilen gleich, 1970 dagegen im Oberteil erheblich geringer.

Die Gesamteisengehalte sind bei Bezug auf g Trockensubstanz bei beiden Flechtenproben im unteren Teil bedeutend höher als im oberen Teil.

Dagegen scheint der Gesamteisengehalt pro g Asche bei Ober- und Unterteil der beiden Flechtenproben annähernd gleich, woraus man auf eine ziemlich gleichmäßige Eisen-Konzentration in den mineralisierten Bestandteilen der Flechten schließen kann.

Der Vergleich der prozentualen Unterschiede in der ^{55}Fe-Konzentration von Ober- und Unterteilen 1967 und 1970 gesammelter Flechten ergibt für 1967 gegenüber 1970 geringere Unterschiede in der ^{55}Fe-Kontamination zwischen Ober- und Unterteil der Flechte, was darauf hindeuten könnte, daß im Laufe der Zeit, bei gleichzeitig durch niedrige ^{55}Fe-Fallout-Konzentrationen bedingter geringer ^{55}Fe-Aufnahme, eine stärkere Abnahme der ^{55}Fe-Konzentrationen im Flechtenoberteil stattfindet als im Flechtenunterteil. Am deutlichsten erscheint dies, wenn man den ^{55}Fe-Abfall von 1967 bis 1970 in Ober- bzw. Unterteil auf g Asche bezieht, da sich diese in ihrem Gehalt an stabilem Eisen kaum unterscheiden. Tatsächlich findet nach Untersuchungen von JAAKKOLA (12) mit der Zeit in Flechten eine Abnahme der ^{55}Fe-Kontamination vom Ober- zum Unterteil statt.

9. Für die Abschätzung des Kontaminationsrisikos durch ^{55}Fe-kontaminiertes Futter ist die Feststellung der Verweildauer des Radionuklids in Pflanzen wichtig. Ein Maß dafür ist seine effektive Halbwertszeit (= T_{eff}). Sie gibt an, innerhalb welcher Zeit die vom Organismus aufgenommene ^{55}Fe-Aktivität auf die Hälfte abgesunken ist. Sie wird von der physikalischen Halbwertszeit (= T_{phys}; für ^{55}Fe 27 Jahre) und der biologischen Halbwertszeit (= T_{biol}) des ^{55}Fe bestimmt. Die biologische HWZ gibt an, in welcher Zeit die ^{55}Fe-Kontamination der Pflanze durch physiologische Vorgänge Auslaugeffekte und durch ähnliche Einflüsse bedingte ^{55}Fe-Verluste auf die Hälfte abgesunken ist.

Die biologische Halbwertszeit für ^{55}Fe errechnet sich aus der Formel:

$$\frac{1}{T_{eff}} = \frac{1}{T_{phys}} + \frac{1}{T_{biol}}$$

Die Berechnung kann nur dann exakt erfolgen, wenn eine weitere ^{55}Fe-Zufuhr aus dem Fallout nicht erfolgt oder so gering ist, daß ihre Vernachlässigung tolerierbar erscheint. 1966 betrugen z.B. die in Westwood (USA) ermittelten ^{55}Fe-Aktivitäten im Regen nur 4 % der von Juli 1962 bis Dezember 1966 summierten monatlichen ^{55}Fe-Aktivitäten.

Die effektive Halbwertszeit ergibt für 1966 einen Wert von o,9 Jahren. Er wurde der ^{55}Fe-Abklingkurve in Tabelle 13 a entnommen.

Durch Einsetzen dieses Wertes in obige Formel errechnet sich für 1966 als durchschnittliche biologische Halbwertszeit von ^{55}Fe in Flechten des mitteleuropäischen Raumes ein Wert von 1,4 Jahren.

Zur Differenzierung der biologischen Halbwertszeiten von ^{55}Fe in Flechten für verschiedene Niederschlagsklassen sowie über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg reichen die zur Verfügung stehenden Daten jedoch nicht aus.

Moose und andere Pflanzen

1o. Außer Flechten erfüllen auch Moose und andere Pflanzen die Voraussetzungen für eine eventuelle Benützung als Bioindikatoren.

Den Flechten z.T. sehr ähnliche Verhältnisse liegen bei Moosen vor. Wie Flechten besitzen sie keine Wurzeln. Zur Prüfung ihrer Eignung wurden Moose und Heidekraut, als Vertreter höherer Pflanzen, in die Untersuchung mit einbezogen. In Tabelle 25 sind die ^{55}Fe-Aktivitäten pro kg Trockensubstanz, g Asche und mg Gesamteisen sowie die Gesamteisengehalte pro g Trockensubstanz und g Asche am gleichen Standort 197o gemeinsam entnommener Proben wiedergegeben. Die Zusammenstellung kann allerdings angesichts des unterschiedlichen Materials nicht mehr als nur Anhaltspunkte für eine vergleichende Betrachtung geben.

Zur Abschätzung der ^{55}Fe-Kontaminationsunterschiede zwischen perennierenden und kurzlebigen Pflanzen wurden vom Olperergebiet (Österreich) innerhalb 2 Jahren (12.1.66 - 1.8.67) eine Probe Flechten und 3 Heuproben entnommen.

In Tabelle 26 sind die gefundenen ^{55}Fe-Aktivitäten pro kg Trockensubstanz, g Asche und mg Gesamteisen sowie die Gesamteisengehalte pro g Trockensubstanz und g Asche zusammengestellt. Heuproben boten sich für einen derartigen Vergleich besonders an, da sie sich aus einer Vielzahl ein- und zweijähriger Pflanzen zusammensetzen.

Der Vergleich der ^{55}Fe-Aktivitäten von Flechten und Moosen zeigt, daß Moose in der Mehrzahl z.T. sogar beträchtlich höhere ^{55}Fe-Aktivitäten aufweisen als Flechten. Dagegen bestanden in der ^{55}Fe-Kontamination von Flechten und Heidekraut keine so großen Unterschiede wie zwischen Flechten und Moosen. Noch niedriger lagen erwartungsgemäß die ^{55}Fe-Kontaminationen der Heuproben.

Unter den Moosen zeichnete sich Leucobrium durch besonders hohe ^{55}Fe-Aktivitäten aus. Stengel sowie Grün- und Blütenanteil einer Probe Heidekraut unterschieden sich in ihrer ^{55}Fe-Kontamination faktisch nicht.

Tabelle 25: Vergleich der ^{55}Fe-Kontamination und des Gesamteisengehaltes in Flechten, Moosen und Heidekraut. 1 s Zählfehler ist angegeben.

Entnahme-Ort	Datum	Probenart	Spezies	^{55}Fe-Aktivität nCi/kg T.S.	pCi/mg Fe	mg Fe/g T.S.
Dingolfing	1o.1o.7o	Flechten	Cl. rangiferina	2,o	4,6	o,42o
			Cetr. islandica	o,93±o,29	3,8±1,2	o,243
		Moose	Brachythecium	5,56±o,53	5,2±o,5	1,o7o
			Polytrichum	4,1o±o,47	4,1±o,5	1,ooo
			Sphagnum	1,53±o,47	2,9±o,9	o,494
			Leucobrium	15,4 ±o,7	12,8±o,6	1,2o5
Ingolstadt	18.12.7o	Flechten	Cl. rangiferina	o,79±o,31	1,7o±o,67	o,463
			Cl. silvatica	o,74±o,31	1,6o±o,63	o,459
			Cl. furcata	4,77±o,76	3,2o±o,51	1,49o
		Moos	Leucobrium	9,5 ±1,o	5,oo±o,56	1,9oo
Mambach	7.11.7o	Flechte	Cl.silvatica	4,o7±o,43	6,4o±o,67	o,637
		Heidekraut	Calluna (ganz)	1,48	6,3o	o,257
			(Holzteil)	1,4o±o,16	7,8o±o,91	o,18o
			(Grün-u.Blütenanteil)	1,57±o,16	4,73±o,48	o,333
St.Johann Elsendorf	18.12.7o	Flechte	Cl. rangiferina	1,21±o,28	3,8o±o,85	o,318
		Heidekraut	Calluna (Grün-u.Blütenanteil)	1,39±o,31	2,6o±o,57	o,536

Tabelle 26: Vergleich der ^{55}Fe-Kontamination und des Gesamteisengehaltes von Flechte und Heu aus dem Olperergebiet. 1 s Zählfehler ist angegeben.

Probenart	Datum	^{55}Fe-Aktivität nCi/kg T.S.	nCi/g Asche	pCi/mg Fe	mg Gesamteisen pro g T. S.	g Asche
Cl. rangiferina	12. 1.66	12o ±3	5,7o±o,13	19o ±4	o,631	29,9
Heu	12. 1.66	1o,6±o,7	o,14±o,o9	35,2±2,4	o,3o1	4,o
Heu	2. 5.67	3,2±o,5	o,o5±o,o1	2o,o±3,o	o,159	2,34
Heu	1. 8.67	1,o±o,7	o,o2±o,o1	3,o±2,3	o,329	6,1

Nur Cl. furcata erreichte Fe-Konzentrationen, wie sie auch in Moos-Spezies ermittelt werden konnten. Eine Ausnahme macht das eisenarme Sphagnum. Im Heidekraut enthielten die holzigen Stengelteile rund 5o % weniger Gesamteisen als die Grün- und Blütenteile.

Heuproben hatten wesentlich geringere Gesamteisengehalte als Flechten. Dieser Unterschied manifestiert sich noch deutlicher bei Bezug des Gesamteisens auf g Asche.

Fleisch von Rind und Wild

11. Zur Feststellung der Auswirkung atombombenbedingter ^{55}Fe-Umweltkontamination auf die gegenwärtige ^{55}Fe-Kontamination im Lebensmittel Fleisch wurden 197o 12 Proben Rindfleisch vorwiegend weiblicher, 3 - 9 Jahre alter Rinder aus dem bayerischen Raum, sowie Fleisch von 7 im Oktober 1969 in den Ostkarpaten erlegter Hirsche und von einer Gemse aus dem Gebiet der Niederen Tauern auf ihre ^{55}Fe-Aktivität/kg Frischgewicht bzw. mg Fe und ihren Gesamteisengehalt untersucht. Die Rindfleischproben stammen von im März, April und Mai im Schlachthof München geschlachteten Rindern. Die Tiere hatten sich noch nicht auf der Weide befunden und waren vermutlich mit 1969 gewachsenem Futter ernährt worden.

Zum besseren Überblick sind die Analysendaten der Rindfleischproben in Tabelle 27, die der Hirsch- und Gemsenproben in Tabelle 28 zusammengestellt.

Die ^{55}Fe-Kontamination der untersuchten Proben Rindfleisch schwankte zwischen Aktivitäten unterhalb der Nachweisgrenze und maximal 161 $\pm$ 19 pCi ^{55}Fe/kg Frischfleisch. Der Mittelwert betrug 77,6 $\pm$ 11,7 pCi ^{55}Fe/kg Frischfleisch. Sie erreichten damit z.T. Aktivitäten, die in Fleisch von Schlachttieren gegenwärtig nur noch von ^{137}Cs erreicht bzw. übertroffen werden (26).

Tabelle 27: ^{55}Fe-Aktivität und Gesamteisen im Fleisch von Rindern aus dem Münchener Schlachthof (1970). Der Zählfehler bei der Aktivitätsmessung (1s) ist angegeben.

Nr.	Herkunft d. Proben	Datum d. Proben	^{55}Fe-Aktivität pCi/kg Frischgewicht	^{55}Fe-Aktivität pCi/mg Fe	mg Fe/kg Frischgewicht
1.	Plattling	12.3.	106±17	3,7±0,6	28,3
2.	Gunzenhausen	17.3.	64±26	2,4±1,0	26,7
3.	Gröbenried	17.3.	73±14	2,8±0,5	29,7
4.	Gerzen	24.3.	> Nachweisgrenze		34,7
5.	Augsburg	2.4.	89±17	3,1±0,6	28,7
6.	Dietersdorf	8.4.	74±19	2,9±0,8	25,5
7.	Augsburg	14.4.	161±19	6,4±0,7	25,1
8.	-	28.4.	30±15	1,3±0,7	23,3
9.	-	28.4.	42±16	1,5±0,6	27,2
10.	Gerzen	12.5.	53±19	1,9±0,7	28,0
11.	Baustaring	21.5.	84±22	3,0±o,8	28,0
12.	Dachau	26.5.	> Nachweisgrenze		24,0
Mittel			77,6	2,9	27,4
s (Einzelwert)			37,0	1,4	3,0
s (Mittelwert)			11,7	0,5	0,9

Tabelle 28: ^{55}Fe-Aktivität und Gesamteisen in Wildbred

1) Hirschfleischproben (Ostkarpaten;Oktober 1969). Der Zählfehler bei der Aktivitätsmessung (1s) ist angegeben.

Nr.	Alter in Jahren	pCi ^{55}Fe /kg Frischgewicht	pCi ^{55}Fe/mg Fe	mg Fe/kg Frischgewicht
1.	3	416±20	12,5±0,6	33,3
2.	3	266±16	8,4±0,6	31,7
3.	2	545±31	13,1±0,8	41,6
4.	3	328±22	11,6±0,8	28,3
5.	2	165±24	5,8±0,8	28,7
6.	3	350±30	9,4±0,9	37,5
7.	6	150[a]	4,5±0,4	-
Mittel		336	9,2	33,9
s (Einzelwert)		120	3,1	4,9
s (Mittelwert)		45	1,1	1,8

2) Gemsenfleisch vom 7.11.70 aus den Niederen Tauern

Körperteil	pCi ^{55}Fe/kg Frischgewicht	pCi ^{55}Fe /mg Fe	mg Fe/kg Frischgewicht
Schulter	285±76	7,3±0,7	39,1
Hals	380[b]	9,9±0,5	-

a) Aus dem Mittelwert der Gesamteisengehalte errechnet.

b) Aus dem Gesamteisen der Schuter errechnet.

Nach der von PALMER et.al. (48) für die Zeit von Anfang 65 - 67 in Rindfleisch aus dem US-Staat Washington ermittelten ^{55}Fe-Abklingkurve liegt der im Fleisch von einheimischen Rindern gefundene Mittelwert von 77,6 pCi/kg in der zu erwartenden Größenordnung.

Die durchschnittliche spezifische ^{55}Fe-Aktivität der Proben betrug 2,9 ± o,5 pCi ^{55}Fe/mg Fe. Die Einzelwerte schwankten, sofern sie über der Nachweisgrenze lagen, zwischen 1,3 und 6,4 pCi ^{55}Fe/mg Fe.

Der durchschnittliche Gehalt der Rindfleischproben an Gesamteisen lag bei 27,4 ± o,9 mg Fe/kg Frischfleisch, die Einzelwerte bewegten sich zwischen 23,3 und 34,7 mg Fe/kg Frischfleisch. In der Literatur finden sich Angaben für 1 kg schieres Rindfleisch (Schulter) von 32,o g bzw. 26,9 mg (74) in einem kg eßbaren Anteil käuflicher Rohware (Schulter). JAAKKOLA (12) gibt für nicht näher definiertes Rindfleisch 16,3 mg und PALMER und BEASLEY (48) 23.o mg/kg Frischfleisch an.

Die untersuchten Proben Hirschfleisch wiesen in allen Fällen höhere ^{55}Fe-Aktivitäten auf als in Rindfleisch gemessen worden waren. Der Mittelwert der ^{55}Fe-Kontamination des Wildbrets lag mit 336 ± 45 pCi ^{55}Fe/kg Frischgewicht um rund das 4-fache höher als in Rindfleisch.

Die durchschnittliche spezifische Aktivität betrug 9,2 ± 1,1 pCi ^{55}Fe pro mg Fe. Der Höchstwert erreichte 13,1 pCi ^{55}Fe/mg Fe. Mit einem Tiefstwert von 4,5 pCi ^{55}Fe/mg Fe war diese noch niedriger als in der am geringsten kontaminierten Probe Rindfleisch mit 6,4 pCi ^{55}Fe/mg Fe. Insgesamt gesehen übertrafen die durchschnittlichen spezifischen ^{55}Fe-Aktivitäten in Hirschfleisch die von Rindfleisch jedoch um etwas mehr als das 3-fache.

Hirschfleisch enthielt rund 2o % mehr Fe als Rindfleisch. Der Durchschnittswert betrug 33,9 ± 1,8 mg Fe/kg Frischfleisch, bei einer Schwankung der Einzelwerte von 28,3 - 41,6 mg Fe/kg Frischfleisch.

Ähnlich hohe ^{55}Fe-Aktivitäten wie im Fleisch der Hirsche wurden in Gemsenfleisch gemessen. Auch in der spezifischen ^{55}Fe-Aktivität und im Gesamteisengehalt unterschieden sich beide kaum. Das Fleisch der untersuchten Gemse hatte 42oo pCi ^{137}Cs/kg Frischgewicht aufgewiesen. Die bei 6 untersuchten Rindfleischproben ermittelte durchschnittliche ^{137}Cs-Kontamination betrug 93 $\pm$ 15 pCi/kg Frischfleisch. Anscheinend bestehen im ^{137}Cs-Gehalt des Wildbrets weit größere Kontaminationsunterschiede als bei ^{55}Fe. Überhaupt scheint in unseren Breiten ^{55}Fe nach ^{137}Cs in Fleisch das beachtenswerteste künstliche Radionuklid aus dem radioaktiven Fallout zu sein.

E. DISKUSSION

Als wesentlich für die ^{55}Fe-Kontamination von Flechten, Moosen und den anderen untersuchten Pflanzen erwies sich die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge. Flechten aus Zonen mit höheren Niederschlagsmengen waren bis 1969 im allgemeinen stärker ^{55}Fe-kontaminiert als solche aus Arealen mit geringerem Niederschlag. Über eine z.T. noch ausgeprägtere Abhängigkeit ihrer Kontamination von der Niederschlagsmenge wird bei ^{137}Cs berichtet (27). Bei ^{55}Fe ließ sie bis 1969 immerhin eine Unterteilung des Flechtenmaterials in 4 verschieden stark kontaminierte Niederschlagsklassen A, B, C und D zu.

Zwischen der ^{55}Fe-Kontamination der Flechten in Niederschlagsklasse A und den übrigen hatten noch im Spätsommer 1965 auf dem 1-s-Niveau gesicherte Unterschiede bestanden.

1966 bis 1969 war jedoch eine allmähliche Egalisierung der Kontaminationsunterschiede zwischen den 4 Niederschlagsklassen, insbesondere von C und D zu beobachten. 197o sank die ^{55}Fe-Kontamination in Flechten der regenreichsten Gebiete sogar unter die der Gruppe C. Dieses Phänomen - es war auch 197o in Flechten für ^{137}Cs festgestellt worden (27)- kann nur damit erklärt werden, daß die Effizienz der ^{55}Fe-vermindernden Faktoren zu diesem Zeitpunkt die der akkumulierenden beträchtlich überwogen.

Offensichtlich handelt es sich dabei primär um Vorgänge, die besondere hohe Niederschlagsmengen voraussetzen, höhere jedenfalls als 16oo mm im jährlichen Mittel. Die ^{55}Fe-Abnahme war 197o am ausgeprägtesten in Flechten aus Gebieten mit höchsten Niederschlagsmengen. Ursächlich muß dabei in erster Linie an Auswasch- oder Auslaugvorgänge gedacht werden. Für diese Annahme spricht auch, daß in den niederschlagsärmeren Klassen ein derartig auffälliger Rückgang der ^{55}Fe-Kontamination nicht beobachtet werden konnte.

WOGMAN et. al. (69) war schon 1966 aufgefallen, daß im Olympic-National-Park des US-Staats Washington gewachsene Laboria oregona-Flechten 3-mal mehr ^{55}Fe enthalten als in Alaska. Das langjährige Niederschlagsmittel beträgt dort 2500 - 5000 mm, in Alaska dagegen nur 250 - 750 mm.

WOGMAN et. al. bezogen die ^{55}Fe-Flechtenkontamination auf ein kg Flechten-Frischgewicht. Diese Relation erscheint bei Flechten denkbar ungeeignet, da Flechten oft in kürzester Zeit ein Vielfaches ihres Trockengewichtes an Feuchtigkeit aufnehmen können, weshalb ^{55}Fe-Aktivitäten in Flechten besser auf Trockensubstanz bezogen werden sollten. Die von WOGMAN et. al. gemessenen ^{55}Fe-Aktivitäten/kg Frischgewicht sind deshalb kaum mit den eigenen Ergebnissen und auch nicht mit den Resultaten schwedischer und finnischer Untersuchungen vergleichbar, obwohl in Alaska etwa gleich hohe Niederschlagsmengen anzutreffen sind wie in Finnland.

PERSSON (50) fand im September 1965 in einer Sammelprobe aus Cl. alpestris + Cetr. nivealis 44 $\pm$ 10 nCi ^{55}Fe/kg Trockensubstanz, JAAKKOLA (12) im August 1965 in 4 Proben Cl.alpestris 52,1 nCi ^{55}Fe/kg T.S. In den eigenen Untersuchungen wurden in 20 mitteleuropäischen Flechtenproben der Arten Cl. rangiferina, Cl. silvatica und Cl. impexa etwa zur selben Zeit im Mittel 71,8 nCi ^{55}Fe/T.S. gemessen. Die niedrigste ^{55}Fe-Aktivität enthalten mit 30,4 nCi ^{55}Fe/kg T.S. die Flechten der Niederschlagsklasse A, die höchste mit 190 nCi ^{55}Fe/kg T.S. die der Niederschlagsklasse D.

Der Vergleich in finnischen Flechten 1965 - 1970 ermittelter ^{55}Fe-Aktivitäten mit der ^{55}Fe-Kontamination in mitteleuropäischen Flechten läßt erkennen, daß die ^{55}Fe-Kontamination finnischer Flechten 1965 - 68 in etwa der mitteleuropäischer Flechten entsprechen, die in Gebieten mit 500 - 1200 mm langfristigem jährlichen Niederschlagsmittel gewachsen waren. So hohe ^{55}Fe-Aktivitäten wie in Flechten aus den niederschlagsreichen Gebieten Mitteleuropas wurden in ihnen zumindest bis 1968 nicht gemessen.

In Finnland schwanken die jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 250 - 750 mm.

Eine Abhängigkeit der ^{55}Fe-Kontamination auch von der geographischen Breite, wie sie für ^{137}Cs auf der nördlichen Halbkugel wiederholt berichtet worden war, scheint bei ^{55}Fe nicht zu bestehen. Finnische Flechten erwiesen sich sogar stärker ^{55}Fe-kontaminiert als mitteleuropäische, wenn sie aus Gebieten mit gleichen jährlichen Niederschlagsmengen stammten. Der Vergleich der ^{55}Fe-Kontamination skandinavischer und mitteleuropäischer Flechten aus dem Jahre 197o macht das besonders deutlich. Diese Unterschiede dürften mit Anormalien in der Abhängigkeit der ^{55}Fe-Aktivität von der Niederschlagsmenge allein kaum zu erklären sein. Sie sind vermutlich primär auf die kürzere Verweildauer des ^{55}Fe in Flechten mitteleuropäischer Herkunft zurückzuführen. In mitteleuropäischen Flechten war 1966 für ^{55}Fe eine effektive Halbwertszeit von o,9 Jahren und eine biologische Halbwertszeit von 1,4 Jahren ermittelt worden. JAAKKOLA (12) fand für ^{55}Fe in finnischen Flechten innerhalb der Jahre 1966 - 68 eine effektive Halbwertszeit von 1,4 Jahren, sowie eine biologische Halbwertszeit von 2,9 Jahren und damit rund doppelt so lange Zeiten wie in den untersuchten Flechten Mitteleuropas. Die kürzere effektive Halbwertszeit des ^{55}Fe in mitteleuropäischen Flechten spiegelt sich auch in der steileren Abklingkurve in Tabelle 13 wieder. Sie läßt auch die im Vergleich zu den finnischen Flechten 1965 durchschnittlich höheren und 197o niedrigeren ^{55}Fe-Aktivitäten in mitteleuropäischen Flechten verständlich werden.

Flechten wachsen in Skandinavien zumindest ebenso schnell wie in Mitteleuropa, sodaß rascheres Flechtenwachstum als Ursache für ihre kürzere biologische Halbwertszeit von ^{55}Fe ausscheidet.

Flechten aus den niederschlagsreichsten Gebieten Mitteleuropas weisen auch die kürzesten ^{55}Fe-Halbwertszeiten auf. Es liegt deshalb nahe, dafür die höheren Niederschlagsmengen verantwortlich zu machen. Möglicherweise tragen dazu aber auch standortbedingte Wachstumsunterschiede bei.

Sie dürften vielleicht auch die Unterschiede in der vertikalen ^{55}Fe-Verteilung in Flechten von Standorten mit recht

unterschiedlichen Expositionsverhältnissen mitverursachen. In den untersuchten Proben erwiesen sich die basalen, abgestorbenen Flechtenteile als stärker kontaminiert. Wenn auch bei Bezug des Gesamteisens auf g Asche in den Aschen von Ober- und Unterteil jeweils annähernd gleiche Fe-Mengen gefunden wurden, schließt das nicht aus, daß bei Bezug auf kg Trockensubstanz die abgestorbenen unteren Pflanzenteile mehr Eisen enthalten als die oberen, lebenden Teile. Die Untersuchungen scheinen diese Folgerung zu bestätigen.

Ursächlich kommt dafür die allmähliche Mineralisierung des basalen, abgestorbenen Flechtengewebes in Betracht, so daß es, selbst bei Annahme eines ursprünglich stärkeren Eisengehaltes in den lebenden Teilen der Flechte, im toten Gewebe durch den Verlust an organischer Substanz in dessen Trockensubstanz zu einer relativen wie absoluten Zunahme des Fe-Gehaltes kommen kann. Wahrscheinlicher jedoch ist der Transport des Eisens von den expositionsbegünstigten Spitzenteilen zu den basisnahen, dem toten Gewebe benachbarten Flechtenteilen. Er würde die im Flechtenunterteil gefundenen höheren Eisen-Konzentrationen erklären helfen.

Die Postulierung eines vertikalen Eisen-Transportes aus den Basalbereichen der Flechte in ihre oberen Partien, wie er bei höheren Pflanzen mit echten, zu eigener Resorptionsleistung befähigten Wurzeln die Regel ist, erscheint unwahrscheinlich, da es sich im Basalteil um abgestorbenes Gewebe handelt. Deshalb ist auch die Annahme einer Diffusion von Mineralien aus den abgestorbenen in die lebenden Teile nicht sehr wahrscheinlich, zumal ihr die Schwerkraft entgegen wirkt. Außerdem müßten dann die lebenden Teile, insbesondere die Oberteile älterer Flechten, Eisen angereichert enthalten. Gegen eine solche Annahme spricht auch die höhere ^{55}Fe-Kontamination in den unteren, abgestorbenen Teilen der Flechte.

Ein Verfrachten von noch nicht resorbiertem, der Flechtenoberfläche nur adhäsiv anhaftendem ^{55}Fe mit von den Pflanzenoberteilen herabrinnendem Wasser oder durch bloßes Abschwemmen oder Auslaugen kann nicht ganz negiert werden.

Durch Wind, Regen und andere Witterungseinflüsse, insbesondere in dem stärker exponierten, lebenden Oberteil der Flechte, verursachte Verluste dürften sich auf die vertikale ^{55}Fe-Verteilung in der Flechte nicht allzusehr auswirken, da ^{55}Fe-Partikel, ähnlich wie die anderer Schwermetalle, oberflächlich fest fixiert werden.

Auch von der Flechte bereits resorbiertes ^{55}Fe dürfte nur in Gebieten mit höheren Niederschlägen stärker auswaschbar sein. Eisen neigt nämlich in organischem Material zur Komplex-Bildung mit Eiweiß.

Zwischen der ^{55}Fe-Kontamination verschiedener Flechtenspezies des mitteleuropäischen Raumes bestanden nur geringe Unterschiede, jedenfalls geringer als im allgemeinen zwischen Flechten und Moosen. Moose waren in der Mehrzahl erheblich stärker ^{55}Fe-kontaminiert als Flechten. Das gilt insbesondere für die Moosspezies Leucobrium. Dagegen erwies sich Sphagnum nicht wesentlich stärker ^{55}Fe-kontaminiert als das Gros der Flechten.

Moose enthalten z.T. beträchtlich mehr Fe als Flechten. Dies erklärt auch die gegenüber Flechten nur geringfügig höhere spezifische ^{55}Fe-Aktivität der Moose.

WOGMAN et. al. (69) hatten in der Moos-Spezies Sphagnum 3-mal höhere ^{55}Fe-Aktivitäten gemessen als in der Flechte Laboria oregona. PERSSON (5o) erwähnt derartige ^{55}Fe-Kontaminationsunterschiede in von ihm untersuchten Flechten- und Moosarten nicht.

Der Eisengehalt mitteleuropäischer Flechten-Spezies schwankt innerhalb einzelner Arten teilweise erheblich. Mit Ausnahme von Cl. furcata bestanden im Fe-Gehalt der verschiedenen untersuchten Flechten-Spezies keine signifikanten Unterschiede. Cl. furcata erwies sich wesentlich eisenreicher als die übrigen untersuchten Flechtenarten.
JAAKKOLA (11) hatte allerdings in Finnland innerhalb verschiedener Flechtenproben der Spezies Cl. alpestris von verschiedenen Orten Finnlands erhebliche Unterschiede in den Fe-Gehalten festgestellt. Untersuchungen von JAAKKOLA PUUMALA und MIETTINEN (15) untersuchten u.a. auch den Fe-

Gehalt verschiedener Flechten-Spezies-proben zweier finnischer Entnahmeorte. Signifikante Unterschiede im Fe-Gehalt der Flechten konnten sie jedoch nicht finden.

Unterschiede im Fe-Gehalt von Flechten der gleichen Art, wie auch zwischen verschiedenen Spezies glaubt LOUNAMAA (36) mit der unterschiedlichen Beschaffenheit der Bewuchsunterlage erklären zu können. Er räumt allerdings ein, daß sich dabei nur extrem hohe Eisenkonzentrationen nachhaltiger auf den Eisengehalt der Flechte auswirken. LAUMAMAA schreibt nämlich dem Rhizinenstrang eine gewisse Funktion bei der Resorption von Mineralien aus der Bodenunterlage zu. Von anderer Stelle wird jedoch eine solche bestritten (62). Flechten sollen Fe wie andere Mineralien im wesentlichen aus der Luft aufnehmen.

Die unterschiedlichen Eisen-Gehalte verschiedener Flechten-Spezies sind sicherlich durch gewisse artspezifisch determinierte Unterschiede in der Eisen-Resorption mitbestimmt, doch sollte man ihre Bedeutung, wie auch den Untersuchungen LOUNAMAAS (36) entnommen werden kann, zumindest bei nah verwandten Flechten nicht überbewerten. Er fand im Eisengehalt verschiedener eng verwandter Cladonia-Spezies des gleichen Standorts keine allzu erheblichen Differenzen. Cl. alpestris hatte 37,o $\pm$ 1,o, Cl. silvatica 36 $\pm$ 2 und Cl. rangiferina 28 $\pm$ 2 mg Fe/g Asche enthalten. Flechten und Moose resorbieren ^{55}Fe aus dem Fallout fast ausschließlich kutikulär. Bei Berücksichtigung verschiedener Kautelen für die Probennahme - ganze Flechten, frei exponiert, mehrere Personen, bestimmte Mindestfläche - vermitteln die ^{55}Fe-Aktivitäten in Cladonia-Flechten und vermutlich auch in anderen wurzellosen niederen Pflanzen einen guten Überblick über die ^{55}Fe-Kontamination der Umwelt. Sie dürften sich deshalb als Bioindikator zur Erfassung und Beurteilung der ^{55}Fe-Umweltskontamination gut eignen. Ihr Einsatz ermöglichte noch 8 Jahre nach Einstellung der US-amerikanischen und russischen oberirdischen Kernwaffenexperimente gewisse Unterschiede in der ^{55}Fe-Kontamination unserer Umwelt festzustellen.

Im Spätsommer 1965 war die Abhängigkeit der ^{55}Fe-Flechten-Kontamination von den mittleren, langfristigen, jährlichen Niederschlägen noch so ausgeprägt, daß zwischen der ^{55}Fe-Kontamination von Flechten aus Niederschlagsgebieten mit 5oo - 7oo mm und solchen aus Arealen mit 7oo - 12oo, 12oo - 16oo und 16oo - 2ooo mm langfristigem jährlichen Niederschlag signifikante Unterschiede existiert hatten.

Sie hätten bis zu diesem Zeitpunkt sicherlich auch eine gute Abschätzung der ^{55}Fe-Kontamination in der Futtergrundlage unserer pflanzenfressenden Schlacht- und Wildtiere und damit auch der ^{55}Fe-Kontamination von Fleisch und vielleicht auch anderen Lebensmitteln tierischer Herkunft ermöglicht. Vielleicht wäre ähnlich wie bei ^{137}Cs (55). sogar die Unterscheidung von im Sommer- und Winterhalbjahr geschlachteten Tieren anhand der ^{55}Fe-Aktivität im Fleisch möglich gewesen.

In Fleischproben im Frühjahr 197o geschlachteter Rinder bzw. im Spätherbst 1969 in den Ostkarpaten erlegter Hirsche konnte erwartungsgemäß eine Abhängigkeit ihrer ^{55}Fe-Kontamination von der Niederschlagsmenge nicht mehr festgestellt werden. Das Fleisch der Hirsche und der Gemse enthielt durchschnittlich 4-mal mehr ^{55}Fe als das Rindfleisch. Selbst bei Bezug der ^{55}Fe-Aktivitäten im Rindfleisch auf die Abschußzeit der Hirsche - die Rinder waren erst im Frühjahr 197o geschlachtet worden - dürften die Unterschiede in der ^{55}Fe-Kontamination von Wild- und Rindfleisch nur unerheblich geringer gewesen sein.

Im Blut wird für ^{55}Fe eine biologische Halbwertszeit von 15o Tagen angegeben (12). Für Fleisch fehlen entsprechende Angaben. Im Fleisch verläuft jedoch der Stoffwechsel bekanntlich weniger rasch als z.B. in Blut und Organen, sodaß die Annahme einer längeren biologischen Halbwertszeit für ^{55}Fe im Fleisch durchaus gerechtfertigt erscheint. Die im Wildbret wesentlich höheren ^{55}Fe-Aktivitäten könnten mit niederschlagsbedingten ^{55}Fe-Kontaminationsunterschieden des Futters von Wild und Rind in Zusammenhang gebracht oder auf Unterschiede in seiner Zusammensetzung zurückgeführt werden. Der Vergleich der langfristigen jährlichen Nieder-

schlagsmittel der Herkunftsgebiete von Wild- und Schlachttieren ergibt jedoch keine Anhaltspunkte für eine derartige Annahme, da hierfür die Unterschiede in den Niederschlägen nicht gravierend genug gewesen sein dürften. Die Niederschlagshäufigkeit hatte im Äsungsgebiet der Hirsche zwischen 750 und 1000 mm und im Herkunftsgebiet der Schlachtrinder 500 - 1000 mm / Jahr betragen.

Einen Hinweis auf die unterschiedlichen ^{55}Fe-Aktivitäten in Wildbret und Rindfleisch geben ihre Konzentrationen an stabilem Eisen. Wildbret enthält stets mehr Fe als das Fleisch von Rindern. Die Ursache hierfür dürfte vermutlich im höheren Myoglobingehalt des Hirschfleisches zu suchen sein. Bei anderen Radionukliden jedenfalls enthielten Gewebe mit hohen Konzentrationen des entsprechenden stabilen Elementes oder einem diesen sehr nahe verwandten, jeweils hohe Aktivitäten dieses Radionuklides. z.B. wiesen Gewebe mit einem hohen Gehalt an K in der Regel auch die höchsten Kontaminationen an ^{137}Cs auf (26).

Die Variationskoeffizienten der ^{55}Fe-Durchschnittswerte von Wildbret und Rindfleisch differierten kaum. Sie erlauben den Schluß, daß sich bei diesen Tierarten ^{55}Fe-Kontaminationsunterschiede im Futter etwa gleichsinnig auf die ^{55}Fe-Kontamination des Fleisches auswirken, es sei denn, sie würden durch haltungs- und fütterungsbedingte Unterschiede zwischen Schlacht- und Wildtieren maskiert.

Inwieweit Alter und Geschlecht an individuellen Unterschieden in der ^{55}Fe-Kontamination von Rind und Wild mitbeteiligt sind, kann anhand des untersuchten Materials nicht entschieden werden, da die Hirsche zwischen 2 und 6 Jahren, die Rinder zwischen 3 und 9 Jahren alt gewesen waren und die Hirschfleischproben überwiegend von männlichen Tieren, die Rindfleischproben größtenteils von Kühen stammten.

Zur Abklärung der Einflüsse von Tierart, Rasse, Alter und Geschlecht auf die ^{55}Fe-Kontamination des Fleisches wären weitere Untersuchungen erforderlich. Die gegenwärtig geringe ^{55}Fe-Umweltkontamination läßt derartige Untersuchungen jedoch kaum mehr zu. An ihrer Stelle müßte auf Versuchstiere zurückgegriffen werden. Dafür böten sich stoffwechselintensive, schnell reproduzierbare, sexuell ganzjährig determinierte Tierspezies an. Unter fleischproduzierenden Tieren kommt diesen Voraussetzungen das Geflügel am nächsten.

F. ZUSAMMENFASSUNG

1. 98 1965 - 197o gesammelte Strauchflechten, darunter 69 aus der BRD und 15 aus Finnland, bevorzugt der Gattung Cladonia, insbesondere der Arten Cl. rangiferina und Cl. silvatica, 5 Moos-, 2 Heidekraut- und 4 Heuproben, sowie Fleischproben von 12 im Frühjahr 197o geschlachteter, bayerischer Rinder und 7 in den Ostkarpaten im Herbst 1969 geschossener Hirsche und einer in den Niederen Tauern im Herbst 197o erlegten Gemse wurden auf ihre ^{55}Fe-Kontamination und ihren Gehalt an stabilem Eisen analysiert.

2. Zwischen der ^{55}Fe-Kontamination von Flechten der Gattungen Cladonia und Cetraria bestanden keine gesicherten Unterschiede. Ähnliches gilt auch für ihren Gehalt an stabilem Eisen. Den höchsten Gehalt an ^{55}Fe und stabilem Eisen, sowohl relativ als auch absolut, wies Cl. furcata auf.

3. Die ^{55}Fe-Kontamination der Flechten wird maßgeblich von der Niederschlagsmenge bestimmt. An Hand der mittleren, langfristigen, jährlichen Niederschlagshäufigkeit am Wuchsort ließ sich das untersuchte Flechtenmaterial in 4, in ihrer ^{55}Fe-Kontamination zumindest noch 1965 deutlich differierende, niederschlagsabhängige Kontaminationsklassen einteilen. Die Flechten in Gebieten mit 5oo - 7oo mm jährlicher Niederschlagsmenge waren signifikant geringer kontaminiert als die Flechten aus den niederschlagsreicheren Arealen (7oo - 12oo mm; 12oo - 16oo mm; 16oo - >2ooo mm).

4. Die ^{55}Fe-Kontamination der Flechten niederschlagsreicherer Gebiete sank ab 1965 stärker als in Flechten von niederschlagsärmeren Standorten. 197o wiesen Flechten aus Arealen mit jährlichen, mittleren Niederschlägen von mehr als 16oo mm sogar geringere ^{55}Fe-Aktivitäten auf als Flechtenproben aus Bezirken mit jährlichen, mittleren Niederschlägen von 12oo - 16oo mm. Als ursächlich werden dafür die bei höheren Niederschlagsmengen wirksameren Auslaug- und Auswaschprozesse angesehen.

5. Diese Annahme unterstützen auch Beobachtungen an Flechten, deren lebende Oberteile getrennt von den abgestorbenen Unterteilen analysiert worden waren. In den stärker wind- und niederschlagsexponierten Oberteilen war ein stärkerer ^{55}Fe-Aktivitätsrückgang festzustellen als in den geschützteren Unterteilen.

6. Die biologische Halbwertszeit für ^{55}Fe in dem untersuchten Flechtenmaterial betrug von 1965 - 1967, bei einer effektiven Halbwertszeit von o,9 Jahren, 1,4 Jahre.

7. Die ^{55}Fe-Aktivitäten sanken ab 1965 in den untersuchten Flechten entsprechend der Abnahme des ^{55}Fe im Fallout.

8. Eine Abhängigkeit der Flechtenkontamination vom Breitengrad besteht bei ^{55}Fe offenbar nicht.
In finnischen Flechten aus Gebieten mit 25o - 75o mm mittleren, jährlichen Niederschlägen wurden ^{55}Fe-Aktivitäten ermittelt, wie sie auch in mitteleuropäischen Flechten aus Arealen mit 5oo - 12oo mm Niederschlägen angetroffen werden konnten. Allerdings werden in ihnen nicht so hohe ^{55}Fe-Aktivitäten gemessen, wie in mitteleuropäischen Flechtenproben der beiden niederschlagsreichsten Klassen.
197o jedoch waren die finnischen Flechten (4,3 $\pm$ 1,8 nCi ^{55}Fe/kg T.S.) im Durchschnitt fast doppelt so hoch kontaminiert wie Flechten aus Mitteleuropa (2,4 $\pm$ 1,3 nCi ^{55}Fe/kg T.S.). Dieser Befund läßt sich ebenfalls mit den in Finnland durchschnittlich geringeren Niederschlägen und deren geringeren Auslaug- und Auswascheffekten erklären.

9. 5 Proben verschiedener Moosspezies erwiesen sich im allgemeinen stärker ^{55}Fe-kontaminiert als bei gleicher Niederschlagsmenge gewachsene Flechten und hatten auch höhere Gehalte an stabilem Eisen.

1o. Heidekrautproben unterschieden sich in ihrer ^{55}Fe-Kontamination kaum, Heuproben dagegen erheblich von der ^{55}Fe-Kontamination in Flechten. 1966 hatte Heu 11-mal weniger ^{55}Fe enthalten als am gleichen Standort gewachsene Flechte.

Heidekraut hatte etwas, Heu wesentlich geringere Gehalte an stabilem Eisen als Flechten.

11. Die ^{55}Fe-Kontamination in Fleischproben von im Herbst 1969 erlegten Hirschen und einer im November 7o erlegten Gemse übertraf die ^{55}Fe-Aktivität von Rindfleisch etwa um das vierfache, obwohl die mittlere, langfristige Jahresniederschlagsmenge in den Herkunftsgebieten von Wild und Schlachtrindern kaum stärker differiert haben dürfte. Im Durchschnitt hatte die ^{55}Fe-Kontamination der Fleischproben vom Wild 336 $\pm$ 45 pCi/kg Frischfleisch betragen, im Rindfleisch waren durchschnittlich 77.6 $\pm$ 11,7 pCi gemessen worden.

12. Ein Zusammenhang zwischen der ^{55}Fe-Kontamination von Umwelt und Fleisch konnte 1969/7o nicht mehr ermittelt werden. Er darf aber aufgrund der festgestellten Abhängigkeit der ^{55}Fe-Flechtenkontamination von der Niederschlagsmenge zumindest für die Zeit von 1961/62 - 65 als sehr wahrscheinlich angesehen werden.

G. SUMMARY

1. 98 lichensamples, collected between 1965 and 197o, among them 69 from the GFR and 15 from Finland, mainly of genus Cladonia, especially of species Cl. rangiferina and Cl. silvatica, 5 moss-, 2 heather- and 4 haysamples as well as samples of meat from 12 Bavarian cattle, slaughtered in spring 197o, 7 stags, killed in the East Carpathians in fall 1969, and one chamois, killed in the Niedere Tauern (Austria) in fall 197o were analysed with respect to their content in ^{55}Fe and stable iron.

2. The ^{55}Fe-contamination of lichen of genus Cladonia and Cetraria showed no significant differences. This holds also for their content of stable iron. The relatively and absolutely highest amount of ^{55}Fe and stable iron was found in Cl. furcata.

3. The ^{55}Fe-contamination is determined mainly by the amount of precipitation. By means of the average, long-term annual precipitation at the place of growth, the lichen investigated could be divided according to their ^{55}Fe-contamination in 4, at least 1965 still distinctly different, on their long-term annual precipitation depending contamination-classes. The lichen from regions with 5oo - 7oo mm annual precipitation showed a significant smaller contamination than those from areas with higher precipitation (7oo - 12oo mm; 12oo - 16oo mm; 16oo - 2ooo mm).

4. The ^{55}Fe-contamination of lichen from 1965 - 1969 decreased more in areas receiving a high precipitation than in regions with little precipitation. In 197o lichen from areas with an average annual precipitation exceeding 16oo mm showed a lower ^{55}Fe contamination than lichen from regions with an average annual precipitation of 12oo - 16oo mm. The more efficient wash-out- and leaching processes occuring in rainy areas are probably the reason for this behaviour.

5. These assumptions are supported by observations on lichen which were analysed after separating the living upper parts from the dead lower parts. Within the more wind- and precipitation exposed upper parts a more pronounced decrease of activity was observed than in the more protected lower parts.

6. The biological half-life of ^{55}Fe in the lichen investigated was 1,4 years in the time from 1965 to 1967, while the effective half-life is o,9 years.

7. In general, the ^{55}Fe activities of the lichen investigated showed from 1965 - 197o a decreasing tendency with respect to time, in correspondence with the decreasing fallout activities.

8. The contamination of the lichen obviously does not depend on the degree of latitude.
In Finnish lichen from areas with 25o - 75o mm average annual precipitation the same ^{55}Fe activities are found than those encountered in Middle-European lichen from regions with 5oo - 12oo mm precipitation. Nevertheless, they do not show as high ^{55}Fe activities as Middle-European lichen from the two classes with the highest precipitation. In 197o, however, the Finnish lichen ($4,3 \pm 1,8$ nCi ^{55}Fe / kg dry weight) were on the average almost twice as much contaminated than those from Middle-Europe ($2,4 \pm 1,3$ nCi ^{55}Fe / kg dry weight). This observation can also be explained by the lower average precipitation in Finland in connection with less efficient leaching- and wash-out effects.

9. 5 samples of different moss species showed, in general, a higher ^{55}Fe contamination than lichen grown under identical conditions of precipitation and, furthermore, contained a higher amount of stable iron.

1o. Heather samples showed hardly any difference in their ^{55}Fe contamination, hay samples, on the other hand, showed a considerably different ^{55}Fe contamination than lichen. In 1966 hay contained 11 times less ^{55}Fe than lichen from the same place.
Heather contained some, hay considerably smaller amounts of stable iron than lichen.

11. The ^{55}Fe contamination in meat samples of stag, killed in fall 1969 and of a chamois, killed in November 197o exceeded the ^{55}Fe contamination of beef by about a factor of four, even though there should be hardly any differeence in the average long-term annual precipitation in the areas of deer and cattle. In the average, the ^{55}Fe contamination of the meat samples of deer was 336 $\pm$ 45 pCi/kg fresh meat; in beef 77,6 $\pm$ 11,7 pCi were measured.

12. It was not possible to find a correlation between the ^{55}Fe contamination of the environment and the meat in 1969/7o. Probably such a correlation existed in the years from 1961/62, considering the correlation found between the ^{55}Fe contamination of lichen and the long-term annual precipitation.

H. LITERATURVERZEICHNIS

1. Baptist,J.P., D.E.Hoss and C.W.Lewis: Retention of Cr-51,Fe-59,Co-60,Zn-65, Sr-85,Nb-95,In-141m and J-131 by the Atlantic croaker, Health Phys. 18(1970),141;

2. Beasley,T.M., E.E.Held and R.M.Conrad: Iron-55 in Rongelap people,fish and soils, (Sept.1970),In press;

3. Chipmann,W.A.: Biological aspects of disposal of radioactive wastes in marine environments, Disposal of Radioactive Wastes II, I.A.E.A.,Vienna 1960,p. 96;

4. Davidson,J.: J.Ass.Off.Agric.Chem. 14(1931),551, Zit. nach Middleton and Stuckey(41);

5. Feely,H.W. and F.Bazan: Radioactive fallout from nuclear weapons tests, U.S.A.E.C. Report CONF-765(1965),301;

6. Gorsuch,T.T.: Radiochemical investigations on the recovery for analysis of trace elements in organic and biological materials, Analyst 84(1959),135;

7. Hahn,P.F.: Radioactive iron procedures, Ind.Eng.Chem. 17(1)(1945),45;

8. Hardy,E.P.,Jr. and J.Rivera: Fallout Program, U.S.A.E.C. Report HASL-193(1968),II-9;

9. Hardy,E.P.,Jr., J.Rivera and W.R.Collins,Jr.: Fallout Program, U.S.A.E.C. Report HASL-142(1964),163;

10. Hoang,C.T., J.Servant et J.Labeyrie: Evaluation de la retombée mondiale du Fe-55 a la suite des essais nucléaires dans l'atmosphère des années 1961 et 1962, Health Phys. 15(1968),323;

11. Jaakkola,T.: Fe-55 and stable iron in some environmental samples in Finland, Radioecological Concentration Processes,Editors:B.Åberg and F.P.Hungate,Pergamon Press,Oxford and New York 1967,p.247;

12. Jaakkola,T.: Analysis of iron-55 produced by nuclear tests and its enrichment in Finnish Lapps, Ann.Acad.Sc.Fenn.,Series A,II.Chemica, Helsinki 1969 ;

13. Jaakkola,T.: The enrichment of iron-55 in Finnish Lapps, Second International Symposium on Circumpolar Health,Oulu,Finland, June 22-26,1971;

14. Jaakkola,T.: Persönliche Mitteilung;

15. Jaakkola,T., H.Puumala and J.K.Miettinen Microelement levels in environmental samples in Finland, Radioecological Concentration Processes,Editors:B.Åberg and F.P.Hungate,Pergamon Press,Oxford and New York 1967,p.341;

16. Jenkins,C.E.: Radionuclide distribution in Pacific salmon, Health Phys. 17(1969),507; Und: U.S.A.E.C. Report BNWL-715 Pt.2 (1968),11;

17. Jenkins,C.E.: Radionuclide concentrations in North Pacific salmon, U.S.A.E.C. Report BNWL-1551 Pt.2 (1971),8;

18. Jenkins,C.E.: Iron-55 concentrations in Alaskan Eskimos, U.S.A.E.C. Report BNWL-1551 Pt.2 (1971),46;

19. Jenkins,C.E.and J.C.Langford: Iron-55 levels in Bering and North American Pacific salmon, U.S.A.E.C. Report BNWL-1051 Pt.2 (1969),63;

20. Jenkins,C.E.and J.C.Langford: Iron-55 levels in humans living in Richland,Washington-1968, U.S.A.E.C. Report BNWL-1051 Pt.2 (1969),73;

21. Jenkins,C.E., J.C.Langford and H.E.Palmer: Fe-55 in Pacific salmon, U.S.A.E.C. Report BNWL-715 Pt.2 (1968),17;

22. Jenkins,C.E., J.C.Langford and W.O.Forster: Iron-55 concentrations in Columbia River estuarine an Pacific Ocean marine organisms, U.S. A. E.C. Report BNWL-1051 Pt.2 (1969),69;

23. Jennings,C.D.: Iron-55 in Pacific Ocean organisms, Ph.D.Thesis,Oregon State Univ. 1968;

24. Jones,Y.M. and T.M.Beasley: Natural and artificial radionuclides in fish flour, U.S.A.E.C. Report BNWL-481 Pt.2 (1967),71;

25. Klement,A.W.,Jr.: A review of potential radionuclides produced in weapons detonations, U.S.A.E.C. Report WASH-1024(1959),80;

26. Kreuzer,W.: Ecological observations of the Cs-137-contamination in beef of animals from Southern Bavaria area, 5th R.I.S.Symposium,Helsinki May 19-20 1969;

27. Kreuzer,W. and Th.Schauer: The vertical distribution of Cs-137 in Cladonia rangiferina and Cladonia silvatica, Veröffentlichung in Vorbereitung;

28. Krey,P.W., B.Krajewski and M.Kleinman: Project Airstream, U.S.A.E.C. Report HASL-204(1969),II-9;

29. Krey,P.W., M.T.Kleinman, C.Sanderson and W.Rosa: Induced radioactivity in recent atmospheric tests, U.S.A.E.C. Report HASL-217(1970),I-149;

30. Lange,B.: Kolorimetrische Analyse, Verlag Chemie GmbH,Weinheim 1964;

31. Langford,J.C.: The determination of particulate Po-210,Pb-210,Fe-55 and lead and iron in a North Pacific Ocean depth profile, U.S.A.E.C. Report BNWL-715 Pt.2 (1968),23;

32. Langford,J.C. and C.E.Jenkins: The latitudinal variations of iron-55 in man and cattle, U.S.A.E.C. Report BNWL-1551 Pt.2 (1971),48; Und:Health Phys. 21(1971),71;

33. Lederer,C.M., J.M.Hollander and I.Perlman: Table of Isotopes, 6th Edition,John Wiley and Sons,Inc., New York,London,Sidney 1968;

34. Lidén,K.: Cs-137 in a lichen carpet;internal distribution and estimates of plot sampling variability, Proceeding of 5th R.I.S.Symposium, Helsinki,May 19-20 1969;

35. Lounamaa,J.: Trace elements in plants growing wild on different rocks in Finland, Ann.Bot.Soc.'Vanamo'Tom.29.Nr.4, Helsinki 1956;

36. Lounamaa,J.: Studies on the content of iron, manganese and zinc in macrolichens, Ann.Bot.Fenn.2(1965),127;

37. Lowman,F.G.: Marine biological investigations at the Eniwetok test side, Disposal of Radioactive Wastes II,I.A.E. Vienna 1960,p.96;

38. Lowman,F.G.: Radionuclides in plankton and tuna from the Central Pacific, In:Radioecology,Editors:V.Schultz and A.W.Klement,Jr.,Rheinhold Publishing Corporation,New York 1963, p.145;

39. Lowman,F.G.: Iron and cobalt in ecology, In:Radioecology,Editors:V.Schultz and A.W.Klement,Jr.,Rheinhold Publishing Corporation,New York 1963, p.561;

40. Menzel,R.G.: Soil-plant relationships of radioactive elements, Health Phys. 11(1965),1325;

41. Middleton,G. and R.E.Stuckey: The preparation of biological material for the determination of trace metals, Pt.I,A critical review of existing procedures, Analyst 78(1953),532;

42. Monier-Williams,G.W.: Trace elements in food, Chapman and Hall Ltd.,London 1949, p.120, Zit. nach Gorsuch(6);

43. Nevstueva,M.A., P.V.Ramzaev, A.A.Moiseev, M.S.Ibatullin and L.A.Teplykh: The nature of Cs-137 and Sr-90 transport over the lichen-reindeer-man foodchain, Radioecological Concentration Processes,Editors:B.Åberg and F.P.Hungate,Pergamon Press,Oxford and New York 1967,p.209;

44. Nielsen,J.M.: The radiochemistry of iron, NAS-NS-3017 Hanford Laboratories, Richland,Wash.,Editor:U.S.Department of Commerce 1960;

45. Palmer,H.E. and T.M.Beasley: Iron-55 in humans and their foods, Science 149(1965),431;

46. Palmer, H.E. and T.M.Beasley: Fe-55 in the marine environment and in people who consume ocean fish, Radioecological Concentration Processes,Editors:B.Åberg and F.P.Hungate,Pergamon Press,Oxford and New York 1967,p.259;

47. Palmer,H.E. and T.M.Beasley: Iron-55 in worldwide populations during 1966, U.S.A.E.C. Report BNWL-481 Pt.2 (1967),119, Und:Iron-55 in man and biosphere, Health Phys. 13(1967),889;

48. Palmer,H.E., J.C.Langford, C.E.Jenkins, T.M.Beasley and J.M.Aase: Levels of Fe-55 in humans,animals and food,1964-1967, Radiol.Health Data and Reports 9(1968),387; Und:U.S.A.E.C. Report BNWL-715 Pt.2 (1968),142, Und:Levels of iron-55 in humans, animals and food,1964-1968, U.S.A.E.C. Report BNWL-1051 Pt.2 (1969),75;

49. Persson,R.B.R.: Fe-55 from fallout in lichen, reindeer and Lapps, Radioecological Concentration Processes,Editors:B.Åberg and F.P.Hungate,Pergamon Press,Oxford and New York 1967,p.253;

50. Persson,R.B.R.: Iron-55 in Northern Sweden;relationships and annual variation from 1956 until 1967 in lichen and reindeer as well as uptake and metabolism in man, Health Phys. 16(1969),69;

51. Persson,R.B.R.: Sr-90 in Northern Sweden:relationships and annual variations from 1961 to 1969 in lichen,reindeer and man,
Health Phys. 20(1971),393;

52. Pijck,J., J.Hoste and J.Gillis: Trace element losses during mineralization of organic material-A radiochemical investigation,
Proc.Intern.Sympos.Microchemistry Birmingham 1958,Pergamon Press Oxford-London-New-York-Paris 1960, p.48;

53. Pollycove,M.: In:Thannhausers Lehrbuch des Stoffwechsels und der Stoffwechselkrankheiten,
2.Auflage,Herausgeber:Nepomuk Zellner,Georg Thieme Verlag Stuttgart 1957,S.837;

54. Preston,A.: Concentrations of iron-55 in commercial fish species from the North Atlantic,
Marine Biology 6(4)(1970),345;

55. Rahola,T. and J.K.Miettinen: Cs-137 in man,animals and plants in Lappland and in Southern Finland,
In:Radioactive foodchains in the Subarctic environment,
Annual report for the period Aug.15, 1967-Aug.14,1968,Paper No 14,
Department of Radiochemistry,
University of Helsinki 1968,p.23;

56. Rama,M.K. and E.D.Goldberg Iron-55 from nuclear detonations,
Nature 191(1961),162;

57. Robinson,J.W.: Atomic Absorption Spectroscopy, Editor:Edward Arnold Ltd.,London 1966;

58. Saiki,M.: Radioecological studies in Japan, Proceedings of the Seminar of Marine Radioecology,I.A.E.A. Paris 1969,p.77;

59. Salter,L.P.: High Altitude Balloon Sampling Program, U.S.A.E.C. Report HASL-138(1963),166;

60. Sandell,E.B.: Colorimetric Determination of Traces of Metals, Second Edition, Interscience Publishers Inc.,New York and London 1950;

61. Sansoni,B. and W.Kracke: Aufschluß und Veraschung organischer Substanzen durch Radikale in wäßriger Lösung,II Naßveraschung von Nahrungsmitteln und biologischem Material mit H_2O_2/Fe^{2+}, Zeitschrift für analytische Chemie 243(1968),209;

62. Schauer,Th.: Persönliche Mitteilung;

63. Seymour,A.H.: Gamma-emitting radionuclides in tuna samples from the Tokyo Central Fish Market,1962, U.S.A.E.C. Report UWFL-90(1963),1;

64. Tukey,H.B.,Jr. and H.B.Tukey: Nutrient loss from aboveground plant parts by leaching, Atompraxis 5(1959),213;

65. Underwood,E.J.: Trace Elements in Human and Animal Nutrition, Second Edition, Academic Press Inc. New York and London 1962,p.10;

66. Volchok,H.L. and M.T.Kleinman: U.S.A.E.C. Report HASL-193,App.(1969), C-1;

67. v.Buddenbrock,W.: Vergleichende Physiologie, Band III,Ernährung,Wasserhaushalt und Mineralhaushalt der Tiere, Birkhäuser Verlag Basel und Stuttgart 1956;

68. Welander,A.D.: Distribution of radionuclides in the Eniwetok and Bikini Atolls, Aug.64, U.S.A.E.C. Report CONF-670503(1965), 346;

69. Wogman,N.A., H.G.Rieck and R.W.Perkins: Radionuclide distribution in the Olympic National Park environment, U.S.A.E.C. Report BNWL-481 Pt.2 (1967),74;

70. Wrenn,M.E. and N.Cohen: Iron-55 from nuclear fallout in the blood of adults:dosimetric implications and development of a model to predict levels in blood, Health Phys. 13(1967),1075;

71. N.N.: Analyse der Metalle II/1, Springer Verlag Berlin,Göttingen, Heidelberg 1961,S.66;

72. N.N.: Analyse der Metalle II/2, Springer Verlag Berlin,Göttingen, Heidelberg 1961,S.951;

73. N.N.: Analytische Methoden der Atom-Absorptions-Spektrophotometrie, Herausgeber:Perkin-Elmer,1968;

74. N.N.: Die Zusammensetzung der Lebensmittel, Band I,Herausgeber:S.W.Souci, W.Fachmann und H.Kraut,Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft mbH, Stuttgart 1969;

75. N.N.: Handbuch der Pflanzenphysiologie IV, Herausgeber:W.Ruhland,Springer Verlag Berlin,Göttingen,Heidelberg 1958;

76. N.N.: Nuclear Data Sheets, National Academy of Sciences, National Research Council,Washington D.C.;

77. N.N.: Nuklidkarte, 3.Ausgabe,Herausgeber:Der Bundesminister für wissenschaftliche Forschung 1968;

78. N.N.: Radiochemical determination of iron-55, In:Manual of Standart Procedures, 2.Issue,Editor:J.H.Harley,Health and Safety Laboratory U.S.A.E.C., New York 1967;

79. N.N.: Recommendations of the Comission on Radiological Protection, Report of Committee II,Permissible Dose for Internal Radiation, Pergamon Press,New York 1960;

LEBENSLAUF

Name:	Friedrich Barwinek
Geburtsdatum:	7.10.1942
Geburtsort:	Brünn CSSR
Staatsangehörigkeit:	Deutsch
Beruf:	Tierarzt
Eltern:	Friedrich Barwinek,Oberförster +
	Gabriele Barwinek,geb.Hruby,Fachoberlehrerin
Geschwister:	Alice Barwinek,Fachoberlehrerin
Familienstand:	Verheiratet seit 22.3.68
Ehefrau:	Gabriele Barwinek,geb.Imbery,Volksschul-lehrerin
Kind:	Kathrin Barwinek,geboren am 5.9.68
Schulbildung:	Volksschule Dingolfing 1948-53
	Oberrealschule Landshut 1953-62;Abitur
	Universität München,Tierärztliche Fakultät 1965-69;Staatsexamen. Seit Frühjahr 1970 Doktorand am Institut für Nahrungsmittelkunde
Wehrdienst:	1962-64;Dienstgrad:Gefr.d.R.
Approbation:	26.2.70

Für die Überlassung des Themas und die Betreuung der Arbeit danke ich herzlich Herrn Priv. Doz. Dr. W.Kreuzer.

Mein Dank gilt auch Herrn Priv. Doz. Dr. B.Sansoni für die Bereitstellung des Arbeitsplatzes und die Betreuung des analytischen Teils dieser Arbeit.

Herzlich verbunden fühle ich mich Herrn Dr. H.Rohleder, Herrn Dipl.ing. H.Hötzl,Herrn Dr. R.Winkler,Herrn Ing.grad. F.Dietl,Herrn Ing.chem. W.Kracke und Herrn Prof. Dr. J.Fischer für ihre zahlreichen Hinweise und ihr stets freundliches Entgegenkommen.

Nicht zuletzt danke ich Herrn T.Jaakkola für sein tätiges Interesse an meiner Arbeit.

Für die Hilfe bei den Schreib- und Zeichenarbeiten bedanke ich mich bei Fräulein S.Frimmel und Fräulein E.Ehrecke.